# Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur

# L'autour des palombes

*Accipiter gentilis laingi*

**au Canada**

**MENACÉE**
**2013**

**COSEPAC**
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada

**COSEWIC**
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 60 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2000. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. v + 41 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

COOPER, J.M., et P.A. CHYTYK. 2000. Rapport de situation du COSEPAC sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada – Mise à jour, *in* Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-41.

DUNCAN, P., et D.A. KIRK. 1995. COSEWIC status report on the Queen Charlotte Goshawk *Accipiter gentilis laingi* in Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 44 p.

Note de production :
Le COSEPAC remercie Paul Chytyk et Todd Manning de Yuni Environmental Consulting d'avoir rédigé le rapport de situation sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Jon McCracken, coprésident du Sous-comité de spécialistes des oiseaux du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Northern Goshawk *Accipiter gentilis laingi* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Autour des palombes — Photo par John Deal.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2013.
N° de catalogue CW69-14/670-2013F-PDF
ISBN 978-0-660-21012-4

Papier recyclé

# COSEPAC
# Sommaire de l'évaluation

**Sommaire de l'évaluation – mai 2013**

**Nom commun**
Autour des palombes

**Nom scientifique**
*Accipiter gentilis laingi*

**Statut**
Menacée

**Justification de la désignation**
Plus de la moitié de l'aire mondiale de cette sous-espèce se trouve dans la zone côtière de la Colombie-Britannique, où elle montre une préférence pour les forêts de conifères matures. Cet oiseau non migrateur a besoin d'un domaine vital relativement vaste comportant une bonne quantité de nourriture. Malgré certains efforts récents de protection de l'habitat, une perte continue de l'habitat est prévue, en partie en raison des courts temps de rotation anticipés dans le cadre de l'exploitation forestière. Dans l'archipel Haida Gwaii, les populations comptent un faible nombre d'individus et font face à un risque supplémentaire, soit le déclin des espèces de proies en raison des pertes de sous-étage forestier associées aux niveaux élevés de broutage par une population introduite de cerfs.

**Répartition**
Colombie-Britannique

**Historique du statut**
Espèce désignée « préoccupante » en avril 1995. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2000 et en mai 2013.

COSEPAC
**Résumé**

## Autour des palombes
*Accipiter gentilis laingi*

### Description et importance de l'espèce sauvage

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) est un rapace forestier trapu de la taille d'un corbeau. Les adultes ont le dos gris-brun à gris ardoise et les parties inférieures gris pâle finement rayées horizontalement de gris et striées verticalement de gris plus foncé. Les yeux sont surmontés d'un sourcil blanchâtre distinctif qui contraste avec la couronne gris foncé à noire. Les individus immatures sont marbrés de divers tons de brun. Chez les oiseaux, ce prédateur se situe au sommet du réseau trophique des forêts pluviales côtières mûres et anciennes et est considéré comme une espèce indicatrice de ces milieux, de l'état de santé des forêts et de la biodiversité.

### Répartition

Les limites de l'aire de répartition de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* sont incertaines. La sous-espèce est présente en Alaska (portion continentale de l'État comprise au sud du parc national de Glacier Bay et îles du sud-est de l'archipel Alexander), en Colombie-Britannique (archipel Haida Gwaii, île de Vancouver, îles côtières et zones continentales côtières jusqu'à la chaîne Côtière) et probablement dans l'ouest de l'État de Washington.

### Habitat

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* choisit son habitat de reproduction en fonction de la structure des peuplements forestiers et non d'après l'âge des peuplements ou leur composition en arbres. Bien qu'il puisse se reproduire dans des peuplements plus jeunes et plus équiennes, il niche généralement dans des peuplements dominés par des arbres mûrs ou vieux ou dans des peuplements présentant des caractéristiques structurales similaires (p. ex. couvert pluriétagé relativement fermé avec quelques grands arbres vivants et chicots). Il préfère nicher dans des parcelles plus vastes de forêts intactes plutôt que dans des petits peuplements isolés.

**Biologie**

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* est un oiseau non migrateur qui erre sur de courtes distances. En général, les mâles demeurent toute l'année dans leur territoire de nidification ou à proximité, tandis que les femelles effectuent de courts déplacements principalement vers des zones de plus faible altitude en hiver. La plupart des individus se reproduisent pour la première fois à l'âge de 3 ans ou plus. La durée d'une génération est estimée à 5 ans. La taille moyenne des couvées est de 2 à 4 œufs. Chaque couple ne produit qu'une couvée par année. La productivité moyenne des nids est de 1,6 à 2,0 jeunes à l'envol, selon la région.

Cet épervier est un prédateur généraliste qui se nourrit d'oiseaux et de mammifères de taille moyenne. Son régime alimentaire varie selon les saisons et les régions, mais il se compose principalement d'écureuils roux, de grives, de geais, de perdrix et de pics.

**Taille et tendance des populations**

En grande partie d'après un modèle de la disponibilité de l'habitat, le nombre d'individus matures au Canada est estimé à tout juste plus de 1 000 individus, soit environ la moitié de la population mondiale. Aucune donnée sur la tendance des populations n'est disponible, et la taille des populations historiques demeure en grande partie inconnue. Toutefois, compte tenu de l'ampleur des pertes d'habitat et de la dégradation de l'habitat restant, il y a tout lieu de croire que les populations ont décliné par rapport à leur niveau historique, en particulier dans l'archipel Haida Gwaii, et les réductions prévues de la superficie des forêts mûres ne laissent présager aucun redressement de la situation au cours des années à venir.

**Menaces et facteurs limitatifs**

La principale menace qui pèse sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* est l'exploitation forestière commerciale. Cette activité influe sur la disponibilité des sites de nidification et l'abondance et la disponibilité des proies en réduisant et en fragmentant les habitats de nidification et d'alimentation de la sous-espèce. Les autres menaces et facteurs limitatifs sont considérés comme peu importants, sauf pour la population de l'archipel Haida Gwaii, indirectement touchée par une population de cerfs introduits qui, par leur broutage excessif du tapis végétal, réduisent l'abondance des proies. L'isolement génétique menace également davantage cette petite population que les autres populations de la sous-espèce.

**Protection, statuts et classements**

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* a été désigné « espèce menacée » en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* du gouvernement fédéral. Plusieurs lois et plans d'utilisation des terres provinciaux lui confèrent une certaine protection juridique directe et indirecte. Un programme de rétablissement provincial et

un plan de gestion ont été élaborés en 2008 et en 2013, respectivement. La sous-espèce figure sur la liste rouge de la Colombie-Britannique à titre d'espèce candidate à la désignation « en voie de disparition » ou « menacée » et y est classée espèce de priorité 1 (cote de priorité la plus élevée en matière de conservation) en vertu du cadre de conservation provincial.

**Protection et propriété de l'habitat**

Au Canada, la superficie maximale de l'habitat potentiel bénéficiant d'une certaine protection a récemment été estimée à au plus prées de 4,7 millions d'hectares, soit 35 % de la superficie de l'habitat potentiel de la sous-espèce à l'échelle mondiale. Dans le sud-est de l'Alaska, environ 1,4 million d'hectares (55 % de la forêt productive constituant l'habitat potentiel de la sous-espèce) font également l'objet d'une certaine forme de protection.

# RÉSUMÉ TECHNIQUE

*Accipiter gentilis laingi*
Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* Northern Goshawk *laingi* subspecies
Répartition au Canada : Colombie-Britannique

**Renseignements démographiques**

| | |
|---|---|
| *Durée d'une génération*<br>Voir **Cycle vital et reproduction** | 5 ans |
| *Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre total d'individus matures?*<br>Un déclin continu des effectifs est inféré sur la base de la perte et de la dégradation soutenues de l'habitat; voir **Tendances en matière d'habitat** et **Fluctuations et tendances.** | Oui |
| *Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures sur dix ans ou deux générations.* | Inconnu |
| *Pourcentage estimé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des quinze dernières années ou trois dernières générations.* | Inconnu, mais vraisemblablement inférieur à 10 % |
| *Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des quinze prochaines années ou trois prochaines générations.* | Inconnu, mais vraisemblablement inférieur à 10 % |
| *Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de quinze ans ou trois générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur.* | Inconnu, mais vraisemblablement inférieur à 10 % |
| *Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?*<br>Voir **Perte et fragmentation de l'habitat** | Non |
| *Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?*<br>Voir **Fluctuations et tendances** | Non |

**Information sur la répartition n**

| | |
|---|---|
| *Superficie estimée de la zone d'occurrence*<br>Voir **Aire de répartition canadienne**; cette valeur est probablement une sous-estimation, car elle a été établie selon un polygone convexe minimum englobant uniquement les territoires de nidification connus. | 190 028 km² |
| *Indice de zone d'occupation (IZO)*<br>En appliquant un carré de 2 km de côté autour de chacun des 370 à 415 nids répertoriés (voir **Abondance**), on obtient un IZO de 1 480 à 1 660 km$^2$; cette valeur est cependant une sous-estimation; voir **Aire de répartition canadienne.** | > 2000 km² |
| *La population totale est-elle très fragmentée?* | Non |
| *Nombre de localités.* | Inconnu, mais supérieur à 10 |
| *Y a-t-il un déclin continu inféré de la zone d'occurrence?* | Non |
| *Y a-t-il un déclin continu inféré de l'indice de zone d'occupation?*<br>Les tendances démographiques ont une incidence déterminante sur la valeur de l'IZO; voir **Tendances en matière d'habitat** et **Fluctuations et tendances.** | Oui |
| *Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre de populations?* | Non |
| *Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre de localités?*<br>D'après les pertes d'habitat de nidification dans chaque bloc de coupe. | Oui |

| | |
|---|---|
| *Y a-t-il un déclin continu observé de la superficie et de la qualité de l'habitat?*<br>Voir **Tendances en matière d'habitat** et **Fluctuations et tendances.** | Oui |
| *Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?* | Non |
| *Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?* | Non |
| *Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?* | Non |
| *Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?* | Non |

**Nombre d'individus matures dans chaque population**

| **Population** | **Nombre d'individus matures** |
|---|---|
| Haida Gwaii | 48 à 57 |
| Côte Nord | 365 à 383 |
| Côte Sud | 301 à 343 |
| Île de Vancouver | 390 à 454 |
| **Total au Canada** (valeur établie sur la base d'une disponibilité modélisée de 40 % d'habitat d'alimentation; cette valeur suppose que les adultes non appariés forment 33 % de la population totale, mais elle ne tient pas compte des baisses d'effectifs périodiques occasionnées par les hivers particulièrement froids et/ou un manque de nourriture; voir **Abondance**). | **1 104 à 1 237** |

**Analyse quantitative**

Selon Steventon (2012), pour que la probabilité de persistance de la sous-espèce sur 100 ans s'établisse à 90 %, il faudrait que le nombre d'individus adultes reproducteurs s'élève à au moins 800. Cette estimation est toutefois fondée sur un modèle simple qui suppose que la population de la Colombie-Britannique est fermée et ne tient pas compte du potentiel d'immigration d'individus en provenance des États-Unis. Le risque calculé de disparition est donc supérieur au risque réel (voir **Fluctuations et tendances**).

**Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)**

L'exploitation forestière et les autres activités commerciales de déboisement à grande échelle peuvent avoir une incidence sur la disponibilité des sites de nidification et l'abondance des proies aux échelles du peuplement et du paysage en réduisant et en fragmentant les habitats de nidification et d'alimentation. L'isolement génétique menace tout particulièrement la sous-population de l'archipel Haida Gwaii, déjà indirectement touchée par des espèces introduites, en particulier les cerfs qui, par leur broutage excessif du tapis végétal, réduisent probablement la disponibilité des proies.

**Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)**

| | |
|---|---|
| Situation des populations de l'extérieur<br>En 1994, le Service des forêts des États-Unis (U.S. Forest Service) a désigné l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* « espèce vulnérable » (*Sensitive Species*) en Alaska. Les prévisions actuelles laissent présager un déclin d'environ 11 % de l'habitat forestier abritant la population dans le sud-est de l'Alaska d'ici 2100. | |
| Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? | Oui |
| Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada? | Oui |
| Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants? | Oui |
| La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?<br>Le déclin continu de l'habitat prévu en Alaska semble exclure la possibilité d'une immigration de source externe. | Non |

**Historique du statut**

| |
|---|
| **COSEPAC :** Espèce désignée « préoccupante » en avril 1995. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2000 et en mai 2013. |

**Statut et justification de la désignation**

| **Statut :** | **Code alphanumérique :** |
|---|---|
| Espèce menacée | C2a(ii) |
| **Justification de la désignation :** Plus de la moitié de l'aire mondiale de cette sous-espèce se trouve dans la zone côtière de la Colombie-Britannique, où elle montre une préférence pour les forêts de conifères matures. Cet oiseau non migrateur a besoin d'un domaine vital relativement vaste comportant une bonne quantité de nourriture. Malgré certains efforts récents de protection de l'habitat, une perte continue de l'habitat est prévue, en partie en raison des courts temps de rotation anticipés dans le cadre de l'exploitation forestière. Dans l'archipel Haida Gwaii, les populations comptent un faible nombre d'individus et font face à un risque supplémentaire, soit le déclin des espèces de proies en raison des pertes de sous-étage forestier associées aux niveaux élevés de broutage par une population introduite de cerfs. | |

**Applicabilité des critères :**

| |
|---|
| **Critère A** (déclin du nombre total d'individus matures) : Ce critère n'est pas satisfait; aucune estimation fiable des tendances n'est disponible. |
| **Critère B** (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) : Ce critère n'est pas satisfait. Bien que l'indice de zone d'occupation soit inférieur à 2 000 $km^2$ et qu'un déclin de la population puisse être inféré de la disparition et de la dégradation de l'habitat, la population n'est pas très fragmentée, le nombre de localités est supérieur à 10 et aucune fluctuation extrême de caractéristiques biologiques n'a été observée. |
| **Critère C** (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Le critère C2a(ii) applicable à la désignation à titre d'espèce « menacée » est satisfait, car la population compte moins de 10 000 individus matures, il y a un déclin continu inféré de la population et une sous-population englobe à elle-seule 100 % de tous les individus matures. Les données génétiques et autres renseignements disponibles donnent à croire que l'échange génétique entre les individus est suffisant pour considérer la population de la Colombie-Britannique comme une seule unité plutôt que comme une série de sous-populations distinctes. |
| **Critère D** (très petite population totale ou répartition restreinte) : Le critère D1 applicable à la désignation à titre d'espèce « menacée » est presque satisfait, car la taille estimée de la population totale (1 104 à 1 237 adultes) se rapproche du seuil de moins de 1 000 individus matures établi pour cette catégorie. |
| **Critère E** (analyse quantitative) : Une analyse préliminaire de la viabilité de la population (AVP) laisse entendre que le risque de « quasi-disparition » de la population canadienne d'ici 100 ans pourrait être de 10 %, mais le modèle utilisé ne tenait pas compte de l'immigration possible d'individus en provenance des États-Unis. En conséquence, ce scénario est considéré comme exagérément pessimiste. |

## PRÉFACE

Le présent rapport porte uniquement sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*. L'autre sous-espèce présente au Canada, l'*A. g. atricapillus*, beaucoup plus commune et plus largement répartie, a été désignée non en péril en 1995. Ce statut n'a pas été réévalué depuis, car tout donne à croire que cette sous-espèce se porte bien à l'échelle de son aire de répartition canadienne.

Depuis la parution en 2000 du précédent rapport de situation du COSEPAC la concernant, la sous-espèce *laingi* a fait l'objet de nombreux relevés et travaux de recherche et d'une surveillance étroite en Colombie-Britannique, en particulier dans l'île de Vancouver et l'archipel Haida Gwaii. Les travaux d'inventaire et le signalement de l'emplacement des nids par les sociétés forestières ont permis d'accroître le nombre de territoires connus au Canada et d'amasser des données plus précises sur la distance entre les territoires. Des études radio-télémétriques menées dans l'île de Vancouver ont permis de préciser la taille des domaines vitaux et les tendances et distances de dispersion. La surveillance des territoires de nidification a permis d'établir les taux d'occupation annuels et d'estimer les taux de productivité. Le manque de données sur l'habitat d'alimentation et la superficie de l'aire d'alimentation demeure une lacune importante sur le plan des connaissances.

En outre, depuis la parution du précédent rapport de situation, l'ampleur des pertes d'habitat survenues depuis les temps historiques et des pertes anticipées a été estimée. Des modèles de l'habitat de nidification et d'alimentation ont été élaborés et validés sur le terrain pour la région côtière de la Colombie-Britannique. Ces modèles ont permis d'estimer de façon plus précise la taille de la population et ont facilité la désignation de l'habitat essentiel de la sous-espèce en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* du gouvernement fédéral. En Colombie-Britannique, 28 zones d'habitat faunique (*Wildlife Habitat Areas*) ont été établies autour des aires de nidification connues dans le cadre de la Stratégie de gestion des espèces sauvages désignées (*Identified Wildlife Management Strategy*). D'autres mesures de conservation ont également été mises en place par la province et l'industrie forestière.

Enfin, des analyses génétiques effectuées depuis la parution du dernier rapport de situation donnent à croire que la tenue d'analyses génétiques additionnelles pourrait s'imposer pour préciser les limites de l'aire de répartition de la sous-espèce. Ces analyses ont révélé l'existence d'un flux génétique entre toutes les populations de la sous-espèce *laingi* et, dans bien des cas, entre cette sous-espèce et la sous-espèce *atricapillus*. Il semble que les assemblages de populations de la sous-espèce interagissent selon une dynamique de métapopulation; les populations ne sont pas panmictiques. Les individus de l'île de Vancouver présentent des affinités génétiques avec la sous-espèce *atricapillus*; l'île de Vancouver pourrait être une zone d'intergradation et de contact entre les deux sous-espèces. Les populations de la sous-espèce *laingi* dans l'archipel Haida Gwaii, l'archipel Alexander et l'ancien district forestier de Kispiox, dans la portion côtière continentale de la province, semblent les plus étroitement apparentées génétiquement les unes aux autres.

## HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

## MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

## COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

## DÉFINITIONS
## (2013)

| | |
|---|---|
| Espèce sauvage | Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans. |
| Disparue (D) | Espèce sauvage qui n'existe plus. |
| Disparue du pays (DP) | Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs. |
| En voie de disparition (VD)* | Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente. |
| Menacée (M) | Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés. |
| Préoccupante (P)** | Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle. |
| Non en péril (NEP)*** | Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles. |
| Données insuffisantes (DI)**** | Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce. |

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

# Rapport de situation du COSEPAC

sur le

# Autour des palombes

*Accipiter gentilis laingi*

**au Canada**

2013

## TABLE DES MATIÈRES


DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE ..... 4
Nom et classification ..... 4
Description morphologique ..... 5
Structure spatiale et variabilité de la population ..... 5
Unités désignables ..... 7
Importance de l'espèce ..... 8
RépartitioN ..... 9
Aire de répartition mondiale ..... 9
Aire de répartition canadienne ..... 10
HABITAT ..... 13
Habitat de reproduction ..... 13
Aire de nidification ..... 14
Aire post-envol ..... 16
Aire d'alimentation ..... 16
Tendances en matière d'habitat ..... 18
BIOLOGIE ..... 20
Cycle vital et reproduction ..... 21
Physiologie et adaptabilité ..... 23
Alimentation ..... 23
Domaine vital ..... 23
Occupation du territoire ..... 24
Déplacements et dispersion ..... 25
Relations interspécifiques ..... 27
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS ..... 28
Activités et méthodes d'échantillonnage ..... 28
Abondance ..... 29
Fluctuations et tendances ..... 30
Immigration de source externe ..... 32
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS ..... 33
Disparition et fragmentation de l'habitat ..... 33
Diversité et disponibilité des proies ..... 34
Isolement génétique ..... 35
Espèces introduites ..... 35
Déprédation et compétition ..... 36
Changements climatiques ..... 36
Perturbations anthropiques ..... 37
Maladies ..... 37
Persécution par les humains ..... 38
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS ..... 38
Statuts et protection juridiques ..... 38
Statuts et classements non juridiques ..... 41
Protection et propriété de l'habitat ..... 41
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS ..... 43
Remerciements ..... 43

Experts contactés ..... 43
SOURCES D'INFORMATION ..... 44
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT ..... 58

**Liste des figures**

Figure 1. Aire de reproduction de l'Autour des palombes (toutes sous-espèces confondues) à l'échelle du continent amércain. Adapté de NatureServe (2012). ..... 11
Figure 2. Aire de reproduction de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* en Colombie-Britannique (adapté de NGRT (2008); graphique par Alain Filion). Cette carte ne tient pas compte des résultats d'analyses génétiques récentes qui modifient les limites de la zone de chevauchement entre l'*A. g. laingi* et l'*A. g. atricapillus*. ..... 12
Figure 3. Diagramme conceptuel des composantes hiérarchiques du domaine de nidification de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*. ..... 14

**Liste des tableaux**

Tableau 1. Superficies historique (période préindustrielle), actuelle et future estimées de l'habitat forestier de l'Autour des palombes de la sous-espèce laingi dans l'île de Vancouver, l'archipel Haida Gwaii et le sud-est de l'Alaska. ..... 20
Tableau 2. Chronologie de la nidification de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* en Colombie-Britannique (adapté de Chytyk et Dhanwant, 1999). ..... 21
Tableau 3. Taille de la population d'Autours des palombes de la sous-espèce *laingi* au Canada, estimée d'après la quantité actuelle d'habitat propice dans chaque région de conservation, établie selon un seuil de disponibilité d'un habitat d'alimentation de qualité de 40 % ajusté en fonction des taux d'occupation du territoire de nidification et corrigé de manière à inclure les adultes non appariés (adapté de Smith, 2012; MFLNRO et MOE, 2013; voir le texte). ..... 30
Tableau 4. Superficie de l'habitat potentiellement propice à l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* bénéficiant d'une certaine protection au Canada[1]. ..... 41

**Liste des annexes**

Annexe A. Tableau d'évaluation des menaces pesant sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* au Canada ..... 59

## DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

### Nom et classification

Nom scientifique : *Accipiter gentilis laingi* (Taverner)

Noms français : Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*

Noms anglais : Northern Goshawk *laingi* subspecies (anciennement "Queen Charlotte" Northern Goshawk)

Classification : Classe – Oiseaux
Ordre – Accipitriformes
Famille – Accipitridés
Genre – *Accipiter*
Espèce – *gentilis*
Sous-espèce – *laingi*

L'*Accipiter gentilis laingi* est une des trois sous-espèces de l'Autour des palombes reconnues en Amérique du Nord (Taverner, 1940; AOU, 1983). Seuls l'*A. g. atricapillus* et l'*A. g. laingi* sont présents au Canada. L'*A. g. laingi* a été reconnu à l'origine comme une sous-espèce distincte sur la base de caractères morphologiques, soit la taille et la couleur (USFWS, 2007b), mais la validité de ce statut taxinomique n'a pas été réévaluée à la lumière des résultats des études génétiques récentes (Sonsthagen *et al.*, 2004, 2012; Bayard de Volo, 2008; Talbot *et al.*, 2005, 2011).

Des analyses récentes d'échantillons d'ADN mitochondrial (ADNmt) prélevés chez des oiseaux présumés de la sous-espèce *laingi* ont montré à quel point il peut être complexe de définir clairement une sous-espèce (Talbot *et al.*, 2005, 2011). Des analyses d'échantillons prélevés chez des populations du sud-est de l'Alaska, de l'archipel Haida Gwaii, de l'île de Vancouver et de la région côtière de la Colombie-Britannique ont révélé l'existence de différences génétiques incertaines au niveau subspécifique à l'échelle de l'aire de répartition actuellement reconnue de la sous-espèce *laingi* (Talbot *et al.*, 2011; S. Talbot, comm. pers., 2011). Les individus de l'île de Vancouver présentent des affinités génétiques avec l'*A. g. atricapillus* et l'*A. g. laingi* mais sont plus étroitement apparentés à la première sous-espèce. Ces individus montrent également une signature génétique compatible avec l'existence d'une zone de contact entre les deux sous-espèces. Les populations des portions intérieures de la côte nord de la Colombie-Britannique (c.-à-d. l'ancien district forestier de Kispiox, qui forme actuellement la portion centrale du district forestier de Kalum) sont les plus étroitement associées génétiquement aux populations de l'archipel Haida Gwaii et du sud-est de l'Alaska. La faible taille des échantillons prélevés le long des côtes de la Colombie-Britannique (entre Vancouver et l'ancien district forestier de Kispiox) n'a pas offert le niveau de résolution requis pour établir des liens génétiques entre les populations.

**Description morphologique**

L'*A. g. laingi* a été décrit pour la première fois d'après un spécimen type plus foncé que l'*A. g. atricapillus* capturé dans l'archipel Haida Gwaii par Taverner (1940). Des descriptions subséquentes de la sous-espèce font également état de sa taille généralement plus petite (Beebe, 1974; Johnson, 1989).

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* est un rapace forestier trapu de taille moyenne comparable à celle du corbeau (longueur : 56–61 cm; envergure : 98-115 cm; Squires et Reynolds, 1997). Comme chez la plupart des espèces de rapaces, les femelles sont généralement plus grandes que les mâles (Johnsgard, 1990; Iverson *et al.*, 1996; McClaren, 2003). Les deux sexes sont par ailleurs similaires.

Les adultes ont le dos gris-brun à gris ardoise et les parties inférieures gris pâle finement rayées horizontalement de gris et striées verticalement de gris plus foncé (Johnsgard, 1990; Kenward, 2006). Les yeux sont surmontés d'un sourcil blanchâtre distinctif qui contraste avec la couronne gris foncé à noire. Les yeux sont brun orangé à rouges, le rouge dominant chez les oiseaux plus âgés. La queue est grise avec cinq larges bandes foncées et finement lisérée de blanchâtre à l'extrémité. Les sous-caudales sont longues, blanches et souvent ébouriffées.

Les individus immatures sont marbrés de divers tons de brun et présentent peu de caractères distinctifs autres que la poitrine striée verticalement et les yeux jaunâtres. Ils acquièrent leur plumage adulte à l'âge de trois ans.

À l'instar des deux autres espèces du genre *Accipiter*, l'Épervier de Cooper (*A. cooperii*) et l'Épervier brun (*A. striatus*), l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* possède de courtes ailes arrondies et une longue queue qui lui permettent d'effectuer des manœuvres rapides en forêt lorsqu'il poursuit ses proies en forêt. Les trois espèces d'éperviers ont un vol caractéristique constitué de trois battements d'ailes suivis d'un glissé qui diffère de celui de la plupart des autres espèces de rapaces. À l'âge adulte, l'Autour des palombes se différencie de l'Épervier de Cooper et de l'Épervier brun par sa taille plus grande et sa coloration ventrale grisâtre plutôt que rouille comme chez les deux autres espèces. Les immatures des trois espèces se ressemblent, mais ils peuvent être départagés par la taille et d'autres caractères subtils (p. ex. présence d'un sourcil blanc chez l'Autour des palombes juvénile).

**Structure spatiale et variabilité de la population**

Des études morphologiques, radio-télémétriques et génétiques ont révélé l'existence d'un mélange entre les populations géographiquement distinctes de la sous-espèce *laingi* et entre cette sous-espèce et la sous-espèce *atricapillus* (McClaren, 2005; USFWS, 2007b).

La variation morphologique observés chez 55 adultes et 58 juvéniles capturés aux sites de nidification dans le sud-est de l'Alaska a révélé l'existence d'un

chevauchement de certaines caractéristiques du plumage chez les deux sous-espèces (Flatten *et al.*, 1998). Ces individus étaient toutefois plus grands que ceux de l'île de Vancouver mais plus petits que les individus considérés comme appartenant à la sous-espèce *atricapillus* rencontrés plus au nord en Alaska. Après analyse, 45 adultes capturés dans le sud-est de l'Alaska ont été associés d'après leur phénotype à l'*A. g. atricapillus* ou à l'*A. g. laingi* (Flatten, 2002). Cette étude a révélé que 40 % et 33 % des individus affichaient les caractéristiques distinctives de l'*A. g. laingi* et de l'*A. g. atricapillus*, respectivement, tandis que 27 % présentaient des caractéristiques intermédiaires entre les deux sous-espèces. De la même façon, dans l'île de Vancouver, 38 % des individus étudiés ont été associés à l'*A. g. laingi* et 19 % à l'*A. g. atricapillus*, tandis que 43 % présentaient des caractéristiques intermédiaires (Flatten et McClaren, 2003). Au total, seulement le tiers des adultes et des juvéniles du sud-est de l'Alaska et de l'île de Vancouver correspondaient au phénotype foncé décrit par Taverner (1940) et Flatten et McClaren (2003). Dans le cadre d'une autre étude, des chercheurs ont comparé des individus provenant de 43 aires de nidification dans l'île de Vancouver à des individus issus de 42 aires de nidification dans le sud-est de l'Alaska. Ils ont constaté que les individus de l'île de Vancouver présentaient des valeurs de masse corporelle et de longueurs de la corde de l'aile, du culmen et de la griffe postérieure inférieures à celles observées chez des individus de la sous-espèce *laingi* du sud-est de l'Alaska (Flatten et McClaren, 2003). Parmi tous les Autours des palombes de l'ouest de l'Amérique du Nord examinés à des fins comparatives dans le cadre de cette étude, ce sont les individus mâles de l'île de Vancouver qui affichaient les plus petites valeurs de longueur de la corde de l'aile.

Beebe (1974) a noté que les individus de l'île de Vancouver étaient presque aussi foncés mais un tiers plus petits que les individus typiques de la sous-espèce *laingi*. Subséquemment, Beebe (1976) s'est dit d'avis que ces individus appartenaient à une sous-espèce distincte des sous-espèces *laingi* et *atricapillus*. Johnson (1989) a mesuré 180 individus provenant de la Colombie-Britannique et n'a observé aucune différence significative de taille entre les individus de l'île de Vancouver et ceux de l'archipel Haida Gwaii; il a par contre noté que les individus de l'île de Vancouver étaient significativement plus petits (dans une proportion d'environ 2 à 3 %) que ceux provenant des régions continentales adjacentes. Whaley et White (1994) ont indiqué que les individus de l'île de Vancouver étaient les plus petits représentants de l'espèce en Amérique du Nord mais qu'ils n'étaient pas aussi petits que Beebe (1974) l'avait mentionné initialement.

Durant des études radio-télémétriques réalisées dans l'île de Vancouver, certains individus de la sous-espèce *laingi* ont été observés jusqu'à 100 km de leur site de nidification (McClaren, 2003). Ces oiseaux se déplaçaient pour nicher sur des îles côtières adjacentes (McClaren, 2005) et hivernaient dans la portion côtière continentale de la province. Les distances parcourues par ces oiseaux indiquent que certains individus peuvent se déplacer sur des distances suffisamment grandes pour se mêler à d'autres populations géographiquement distinctes de la sous-espèce *laingi*, en franchissant par exemple les quelque 60 km d'eau libre qui séparent le sud-est de l'Alaska de l'archipel Haida Gwaii.

Les séquences de régions de contrôle de l'ADNmt et des données sur des fragments de 10 loci de microsatellites nucléaires ont été comparées dans le cadre d'une analyse génétique portant sur 454 individus (Talbot *et al.*, 2011). Cette analyse visait à évaluer les relations entre 15 populations échantillonnées dans l'aire de répartition de la sous-espèce *laingi* et dans les zones adjacentes. Les résultats préliminaires semblent attester l'existence d'un flux génétique passé et actuel entre toutes les populations de la sous-espèce *laingi* et, dans de nombreux cas, avec les populations de la sous-espèce *atricapillus*. Il est probable que les assemblages de populations de la sous-espèce *laingi* dans l'archipel Alexander, en Alaska et dans les régions côtières de la Colombie-Britannique interagissent selon une dynamique de métapopulation marquée dans le temps par des disparitions et des recolonisations locales. D'autres études donnent à croire que toutes les populations réparties le long des côtes de la Colombie-Britannique et de l'Alaska interagissent les unes avec les autres dans une dynamique de métapopulation (Sonsthagen *et al.*, 2012). Talbot *et al.*, (2011) ont noté que les oiseaux de l'île de Vancouver (n=119) ont des affinités génétiques avec la sous-espèce *atricapillus*. Selon ces auteurs, l'île de Vancouver pourrait représenter une zone d'intergradation, car ces oiseaux présentent une signature génétique attestant l'existence d'une zone de contact entre les deux sous-espèces. Sonsthagen *et al.* (2012) ont également constaté que les individus de l'île de Vancouver montrent des distributions mismatch assorties d'un indice de Harpending non négligeable, caractéristique évocatrice d'une zone de contact secondaire. Des estimations de la polarité du flux génétique ont démontré que l'île de Vancouver a joué récemment et historiquement le rôle de puits – une caractéristique attendue d'une zone de contact (Talbot *et al.*, 2011). En raison de la faible taille des échantillons, il n'a pas été possible d'étendre les analyses aux populations réparties le long des côtes sud et centrale. Bon nombre des conclusions de ces analyses génétiques sont étayées par les résultats d'autres études effectuées antérieurement (Talbot *et al.*, 2005; Talbot, 2006).

L'équipe chargée du rétablissement de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Northern Goshawk* A. g. laingi *Recovery Team,* NGRT) a reconnu l'existence probable d'une zone d'intergradation le long des limites des aires de répartition des deux sous-espèces où les délimitations génétiques sont moins claires, reflétant la transition entre les milieux forestiers côtiers et continentaux et les préférences alimentaires propres aux deux sous-espèces (NGRT, 2008). Des études additionnelles s'imposent pour préciser la structure génétique des populations de la sous-espèce *laingi*.

**Unités désignables**

Récemment, les spécialistes de l'espèce ont longuement débattu de la pertinence d'établir des unités désignables pour la sous-espèce *laingi*, en particulier pour la population de l'archipel Haida Gwaii, petite et isolée génétiquement. Des données amassées dans le cadre d'études génétiques récentes (p. ex. Talbot *et al.*, 2005, 2011; Sonsthagen *et al.*, 2012) laissent croire que la population de l'archipel Gwaii pourrait satisfaire aux critères liés au caractère distinct et à l'importance au plan évolutif

énoncés dans les lignes directrices régissant la reconnaissance des unités désignables (COSEPAC, 2009) et devrait de ce fait être considérée comme une unité désignable distincte.

Toutefois, certains résultats de ces analyses génétiques semblent indiquer que la population de l'archipel Haida Gwaii n'est peut-être pas aussi distincte ou isolée génétiquement qu'on le croyait jusque-là. Par exemple, ces analyses n'ont pas démontré de façon convaincante que l'archipel Haida Gwaii a servi de refuge à la sous-espèce *laingi* durant la glaciation du Wisconsin (Talbot *et al.*, 2011). Malgré la présence d'haplotypes uniques chez les individus de l'archipel Haida Gwaii, les partitions entre ces haplotypes et ceux d'oiseaux d'autres régions n'étaient pas plus importantes que celles observées entre les haplotypes caractérisant les oiseaux de l'archipel Alexander, dans le sud-est de l'Alaska – la sous-population la plus rapprochée de celle de l'archipel Haida Gwaii. Ces observations portent à croire à l'existence chez les individus immigrant dans l'archipel Haida Gwaii d'influences génétiques similaires à celles observées chez la sous-population de l'archipel Alexander. En outre, contrairement à ce à quoi on se serait attendu si la sous-population de l'archipel Haida Gwaii avait été isolée dans un refuge, les individus de cette sous-population ne possédaient pas d'allèles privés à des loci de microsatellites et ne montraient pas de différenciation aux introns ou aux exons nucléaires.

Néanmoins, la présence d'haplotypes rares et uniques chez les individus de l'archipel Haida Gwaii donne à croire que la population source originale de ces oiseaux différait de la ou des populations sources d'autres populations voisines de la sous-espèce *laingi*. De façon générale, les échanges génétiques entre la population de l'archipel Haida Gwaii et les autres populations de la sous-espèce *laingi* sont actuellement limités, mais ils existent. La population de l'archipel Haida Gwaii semble une population source qui fournit plus d'individus aux autres populations qu'elle en reçoit et est plus étroitement apparentée génétiquement aux populations de l'archipel Alexander et de l'ancien district forestier de Kispiox, situé le long de la côte nord-ouest de la portion continentale de la Colombie-Britannique. Selon des études génétiques, cinq individus immigrants par génération joindraient les rangs de la sous-population de l'archipel Haida Gwaii (Sonsthagen *et al.*, 2012); ce nombre est supérieur au seuil minimal d'un immigrant par génération normalement utilisé pour présumer du maintien d'une distinction génétique au sein d'une population. D'après les données génétiques et d'autres renseignements disponibles sur les déplacements d'oiseaux marqués, il semble que les échanges génétiques soient suffisants pour qu'on puisse considérer la population de la Colombie-Britannique comme une seule unité et non comme une série de sous-populations distinctes. D'autres études génétiques utilisant des échantillons de plus grande taille s'imposent pour approuver quel que changement que ce soit à la structure d'unités désignables actuellement acceptée pour la sous-espèce *laingi*.

**Importance de l'espèce**

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* est un oiseau prédateur qui se situe au sommet du réseau trophique des forêts pluviales côtières mûres et anciennes

et qui est considéré comme une espèce indicatrice de ces milieux. Le nid, volumineuse structure constituée principalement de branchages, est souvent abandonné au profit d'un nouveau après quelques années et réutilisé par d'autres espèces comme des Strigidés de grande taille, la Buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*), le Grand Corbeau (*Corvus corax*), le Grand Héron (*Ardea herodias*), la martre d'Amérique (*Martes americana*) et diverses espèces d'écureuils (*Sciurus* spp.; Squires et Reynolds 1997; NGRT, 2008).

Dans l'archipel Haida Gwaii, la sous-espèce *laingi* faisait partie de la culture et du folklore de la nation Haïda et était souvent désignée « épervier bleu », vraisemblablement en allusion à la coloration gris bleuté de son plumage (Guujaaw, comm. pers., 1998; NGRT, 2008). Cette sous-espèce est mentionnée à titre d'espèce culturellement importante dans le document intitulé *Haida Land Use Vision*, en référence au rôle de premier plan qu'elle a joué dans l'établissement et la préservation du territoire et de la culture haïda (CHN, 2005). D'autres informations sur le savoir traditionnel autochtone concernant la sous-espèce *laingi* pourraient être communiquées dans les futures mises à jour du présent rapport de situation.

La sous espèce *laingi* est également considérée comme un indicateur important de l'état, de la disponibilité et de la répartition des forêts mûres et anciennes. À ce titre, sa présence a été prise en compte à divers paliers de planification de l'utilisation des terres aux échelles provinciale et régionale ainsi que dans diverses initiatives et politiques de gestion des espèces sauvages et de leur habitat (p. ex. Stratégie de gestion des espèces désignées de la Colombie-Britannique [*British Columbia's Identified Wildlife Management Strategy*; BC MWLAP, 2004], Accord stratégique concernant l'utilisation des terres dans l'archipel Haida Gwaii [*Haida Gwaii Strategic Land Use Agreement*; Province of BC, 2007]), dans un plan d'intendance forestière ciblant la forêt communautaire de Powell River (Powell River Community Forest - Forest Stewardship Plan [FOPRCFL, 2008]) et un programme de gestion écosystémique en voie d'être mis en œuvre en vertu d'arrêtés concernant l'utilisation des terres dans les régions des côtes centrale, centre-sud et nord de la Colombie-Britannique (Province of BC, 2009).

## RÉPARTITION

### Aire de répartition mondiale

À l'échelle du continent américain, l'aire de répartition de l'Autour des palombes, toutes sous-espèces confondues, s'étend d'ouest en est de l'Alaska à Terre-Neuve et, vers le sud, jusqu'au centre du Mexique (figure 1). Les limites de l'aire de répartition de la sous-espèce *laingi* sont inexactes (NGRT, 2008). Cette sous-espèce est confinée aux forêts pluviales côtières du Nord-Ouest Pacifique. En Alaska, elle est présente dans toute la portion continentale de l'État comprise au sud du parc national Glacier Bay et dans les îles du sud-est de l'archipel Alexander (USFWS, 2007b); en Colombie-Britannique, elle se rencontre dans l'archipel Haida Gwaii, dans l'île de Vancouver et

les îles côtières et la portion de la zone côtière continentale à l'ouest de la chaîne Côtière; NGRT, 2008); elle est probablement présente également dans l'ouest de l'État de Washington (figure 2).

Le Washington Department of Fish and Wildlife considère l'*A. g. atricapillus* comme la seule sous-espèce présente dans l'État (Desimone et Hays, 2004; WDFW, 2012). Toutefois, des individus arborant la livrée sombre ou foncée de la sous-espèce *laingi* ont été capturés en divers endroits de l'ouest de l'État de Washington (Jewett *et al.*, 1953).

**Aire de répartition canadienne**

L'aire de répartition canadienne de la sous-espèce *laingi* se trouve en totalité en Colombie-Britannique, mais ses limites sont imprécises. La sous-espèce se rencontre dans les forêts pluviales côtières de l'archipel Haida Gwaii, de l'île de Vancouver et d'autres îles côtières ainsi que dans la portion continentale de la zone côtière à l'ouest de la chaîne Côtière (NGRT, 2008).

Selon l'équipe chargée du rétablissement de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*, l'aire de répartition canadienne de la sous-espèce *laingi* chevauche deux zones biogéoclimatiques en Colombie-Britannique, soit la zone côtière à pruche de l'Ouest et la zone côtière à douglas taxifolié (Green et Klinka, 1994; NGRT, 2008). Des données génétiques récentes remettent toutefois en cause cette affirmation. Le long de la côte de la Colombie-Britannique, les hautes montagnes et les portions recouvertes de glace de la chaîne Côtière forment probablement une sorte de barrière physique entre les populations de la sous-espèce *laingi* et celles de la sous-espèce *atricapillus* (NGRT, 2008). Toutefois, à plus faible altitude le long de la chaîne Côtière, des sous-zones côtières à pruche de l'Ouest relient les forêts pluviales côtières aux forêts intérieures plus sèches. Ces sous-zones ou variantes côtières à pruche de l'Ouest constituent vraisemblablement des zones de transition entre les deux sous-espèces (NGRT, 2008).

Comme les limites de l'aire de répartition de la sous-espèce *laingi* sont imprécises, le pourcentage exact de l'aire de répartition mondiale de la sous-espèce qui se trouve au Canada est actuellement inconnu (NGRT, 2008). L'équipe chargée du rétablissement de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* a estimé ce pourcentage à environ 50 à 60 %, en incluant l'ouest de l'État de Washington dans l'aire de la sous-espèce (NGRT, 2008).

Aux fins de l'estimation de la zone d'occurrence de la population canadienne, on a eu recours à un système d'information géographique (SIG) pour déterminer la superficie d'un polygone convexe minimum (enveloppe convexe) renfermant tous les territoires de nidification connus de la sous-espèce *laingi* en Colombie-Britannique. La zone d'occurrence a été estimée à 190 028 km$^2$. Cette valeur est vraisemblablement une sous-estimation, car elle ne tient pas compte des territoires de nidification non répertoriés qui se trouvent vraisemblablement à l'extérieur du polygone.

Il est impossible de calculer avec certitude un indice de zone d'occupation (IZO) pour la population canadienne. L'application d'un carré à mailles de 2 km autour de chacun des quelque 370 à 415 nids répertoriés (voir **Abondance**) donne une valeur d'IZO de 1 480 à 1 660 $km^2$. La valeur réelle de l'IZO est cependant supérieure à 2 000 $km^2$, car la superficie du domaine vital d'un couple nicheur est supérieure à celle d'un carré à mailles de 2 km.

Figure 1. Aire de reproduction de l'Autour des palombes (toutes sous-espèces confondues) à l'échelle du continent amércain. Adapté de NatureServe (2012).

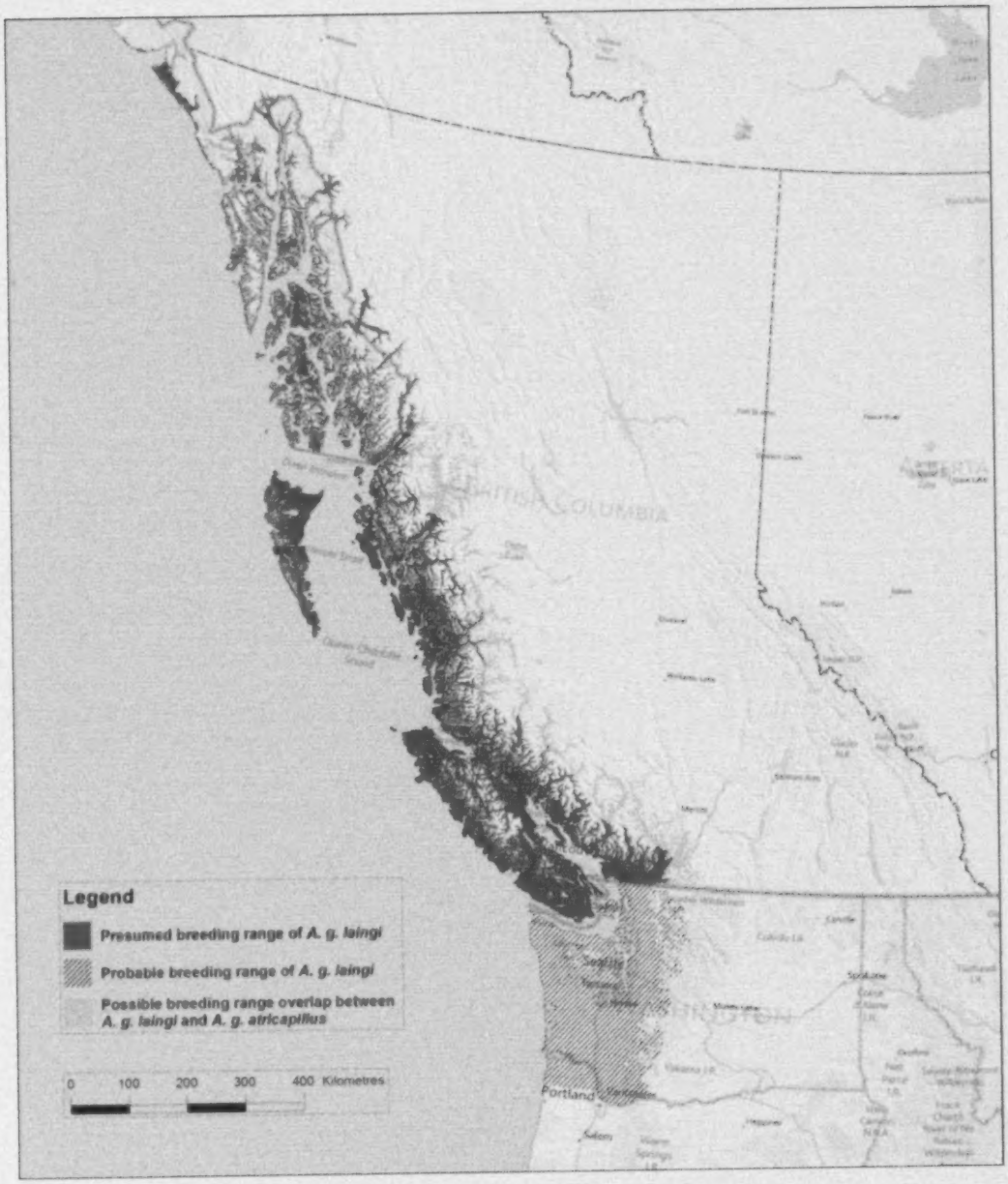


Figure 2. Aire de reproduction de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* en Colombie-Britannique (adapté de NGRT (2008); graphique par Alain Filion). Cette carte ne tient pas compte des résultats d'analyses génétiques récentes qui modifient les limites de la zone de chevauchement entre l'*A. g. laingi* et l'*A. g. atricapillus*.

## HABITAT

### Habitat de reproduction

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* choisit son habitat de reproduction en fonction de la structure des peuplements forestiers et non d'après l'âge des peuplements ou leur composition en arbres (NGRT, 2008). Bien qu'il puisse se reproduire dans des peuplements plus jeunes et plus équiennes, il niche généralement dans des peuplements dominés par des arbres mûrs ou plus vieux ou dans des peuplements présentant des caractéristiques structurales similaires (p. ex. peuplements à couvert pluriétagé relativement fermé comportant quelques grands arbres vivants et chicots de grande taille; Iverson *et al.*, 1996; McClaren, 2003; Doyle, 2005; Manning *et al.*, 2008c).

La présence de peuplements pluriétagés à couvert fermé comportant un important volume de bois et d'arbres présentant une structure de ramification propice à l'aménagement d'un nid est une caractéristique importante de l'habitat de reproduction (Iverson *et al.*, 1996; Flatten *et al.*, 2002; Lewis *et al.*, 2003; McClaren, 2003; Doyle, 2005; Manning *et al.*, 2008c). En raison de la complexité de leurs caractéristiques structurales et d'autres attributs, les peuplements comportant un volume de bois plus élevé dominés par des arbres parvenus à maturité ou presque mûrs ou des arbres plus vieux sont habituellement plus propices à la reproduction de l'Autour des palombes que les peuplements homogènes plus jeunes et plus équiennes. Les peuplements à couvert relativement fermé (60 à 80 %) créent une enveloppe thermique et procurent aux jeunes une protection contre les prédateurs, tandis que les ouvertures dans les étages médian et inférieur des peuplements pluriétagés procurent au rapace des trajectoires de vol dégagées qui lui permettent de poursuivre et de capturer ses proies plus facilement. Les nids sont généralement aménagés dans de grands arbres à branches bien développées ou dans de petits arbres comportant des malformations (p. ex. cimes multiples ou structures formées par le gui) offrant un bon support structural.

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* préfère nicher dans des parcelles plus vastes de forêts intactes plutôt que dans des petits peuplements isolés (Iverson *et al.*, 1996; McClaren, 2003; Doyle, 2005; Manning *et al.*, 2008b). Dans l'île de Vancouver, des nids ont souvent été trouvés à plus de 200 m d'écotones abrupts et dans des peuplements de plus de 100 ha (Ethier, 1999; McClaren *et al.*, 2005). Dans le sud-est de l'Alaska, un suivi d'adultes munis d'un radio-émetteur autour de territoires de nidification connus a révélé que les parcelles d'une superficie égale ou inférieure à 40 ha sont trop petites pour assurer le soutien d'un couple reproducteur sur une longue période (Flatten *et al.*, 2001). Toutefois, les petites trouées créées dans le couvert forestier par la chute de plusieurs arbres ou par un chemin désaffecté ou une emprise ferroviaire sont souvent associées à des sites de nidification (Iverson *et al.*, 1996; Chytyk et Dhanwant, 1999; Manning *et al.*, 2006).

Le domaine de nidification a souvent été décrit comme un ensemble hiérarchique d'entités fonctionnelles incluant l'aire de nidification, l'aire brièvement occupée par les

jeunes après leur premier envol (aire post-envol) et l'aire d'alimentation (Reynolds *et al.*, 1992; Iverson *et al.*, 1996; McClaren, 2003; McClaren *et al.*, 2005; figure 33). Chacune de ces aires est décrite ci-après.

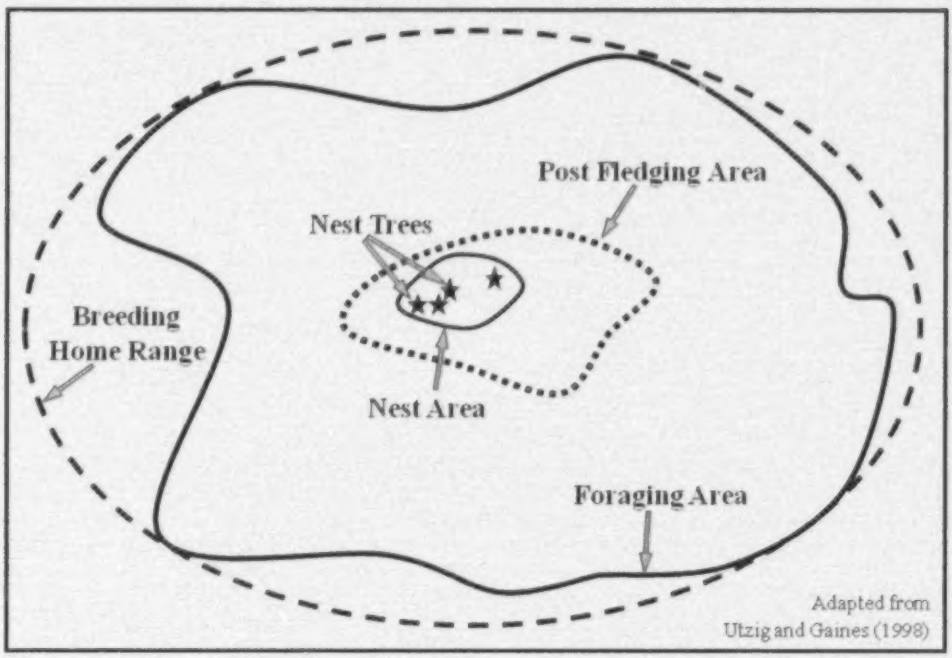


Figure 3. Diagramme conceptuel des composantes hiérarchiques du domaine de nidification de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*.

### Aire de nidification

L'aire de nidification correspond à la portion immédiate du peuplement forestier entourant l'arbre de nidification occupé, les arbres de nidification de remplacement, les arbres de repos et les arbres utilisés pour le dépeçage des proies (Reynolds *et al.*, 1992; figure 33). L'aire de nidification est la zone fonctionnelle immédiate à l'intérieur de laquelle se déroulent la plupart des comportements liés à la pariade nuptiale et où les jeunes apprennent à voler et à chasser.

La superficie, la forme et l'emplacement des aires de nidification varient selon la topographie, la disponibilité de l'habitat propice et le nombre d'arbres de nidification présents dans le peuplement. Dans le sud-est de l'Alaska, des études de radio-télémétrie ont révélé que la superficie des aires de nidification y fluctue de 5 à 15 ha (Flatten *et al.*, 2001). Dans l'île de Vancouver, les aires de nidification étaient généralement situées dans le tiers inférieur de pentes modérées d'orientations diverses, à moins de 900 m d'altitude (McClaren, 2003). La plupart d'entre elles se trouvaient dans des parcelles contenant des arbres de plus grande taille et un plus grand volume de bois que les parcelles avoisinantes (Lewis *et al.*, 2003; McClaren,

2003). Des études menées dans le sud-est de l'Alaska ont révélé que les aires de nidification contiennent une plus grande proportion de forêts anciennes, des arbres de plus grande taille, une meilleure représentation de peuplements pluriétagés, une plus grande quantité de pruches de l'Ouest (*Tsuga heterophylla*) et moins de grandes éclaircies et d'écotones abrupts que des parcelles de même superficie choisies au hasard (Iverson *et al.*, 1996; Lewis, 2005).

Dans l'île de Vancouver, des aires de nidification (n = 66) ont été trouvées dans des peuplements anciens (70,2 %) et des peuplements de seconde venue (29,8 %; McClaren, 2003). Dans les peuplements de seconde venue plus jeunes (50 à 93 ans) utilisés comme aires de nidification, le douglas vert (*Pseudotsuga menziesii*) dominait généralement et l'indice de qualité de station était élevé, ce qui atteste la présence de régimes d'éléments nutritifs et d'humidité propices à la croissance rapide des arbres (c.-à-d. augmentation de la hauteur et du degré de fermeture du couvert; Manning *et al.*, 2005). Dans l'archipel de Haida Gwaii, les peuplements de seconde venue ne semblent pas convenir à la nidification de la sous-espèce avant d'avoir atteint l'âge de 100 ans (Doyle, 2006b).

L'arbre dans lequel le nid est construit est habituellement un des plus grands dans l'aire de nidification (Iverson *et al.*, 1996; Ethier, 1999; McClaren, 2003; Manning *et al.*, 2008c). Dans l'île de Vancouver, le dhp (diamètre à hauteur de poitrine) moyen des arbres de nidification était de 70,7 cm ± 2,9 cm (n = 131; McClaren, 2003). La hauteur moyenne des arbres de nidification s'établissait à 39,0 ± 1,6 m, et celle des nids, à 19,4 ± 0,8 m. Dans le sud-est de l'Alaska, le dhp moyen des arbres de nidification était de 69 ± 3,7 cm (Lewis *et al.*, 2003). Par leurs fortes branches latérales, leurs fourches ou des défauts tels qu'une cime brisée ou des structures formées par le gui, les arbres de plus grande taille offrent des plateformes et un soutien structural appropriés pour la nidification et procurent un bon ancrage pour les gros nids de branchages.

Dans l'île de Vancouver, la plupart des arbres de nidification (n = 131) étaient des douglas (59 %), des pruches de l'Ouest (30,5 %) et des aulnes rouges (*Alnus rubra*; 6,9 %), mais l'épinette de Sitka (*Picea sitchensis)*, le sapin gracieux (*Abies amabilis*) et le thuya géant (*Thuja plicata*) étaient également utilisés à des fréquences moindres (McClaren, 2003). Presque tous les arbres de nidification étaient vivants (McClaren, 2003). Dans le sud-est de l'Alaska, la plupart des nids (n = 37) ont été trouvés dans des épinettes de Sitka (54 %) et des pruches de l'Ouest (41 %; Flatten *et al.*, 2002). De façon générale, la diversité des essences utilisées comme support pour la construction du nid par l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* donne à croire que le choix de l'arbre de nidification est dicté par les caractéristiques structurales du peuplement et de l'arbre plutôt que par l'essence (McClaren, 2003).

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* construit et utilise un ou plusieurs nids de remplacement dans l'aire de nidification (Iverson *et al.*, 1996; McClaren, 2003). L'utilisation de nids de remplacement réduit le risque d'exposition aux pathogènes et aux parasites infestant les vieux nids (Squires et Reynolds, 1997) et contribue au resserrement des liens entre les partenaires participant à la construction des nids

(E. McClaren, comm. pers., 2004). Dans l'île de Vancouver, la distance moyenne entre les nids de remplacement était de 274,0 ± 37,2 m (n = 65; McClaren *et al.*, 2005). Environ 50 % de tous les nids de remplacement se trouvaient à moins de 200 m l'un de l'autre et 90 %, à moins de 500 m l'un de l'autre (McClaren, 2003). La durée d'utilisation moyenne des arbres de nidification était de 1,6 an (n = 72; intervalle de 1 à 6 ans). En Colombie-Britannique, certains territoires ont été utilisés durant plus de 15 ans (E. McClaren, données inédites; Doyle, 2012).

**Aire post-envol**

L'aire post-envol entoure et inclut l'aire de nidification et correspond à la zone à l'intérieur de laquelle la femelle chasse principalement au début de la période de nidification et les jeunes s'initient aux techniques de chasse tout en étant encore nourris et protégés par les parents jusqu'à ce qu'ils acquièrent leur autonomie (Reynolds *et al.*, 1992; Kennedy *et al.*, 1994; figure 33).

On dispose de relativement peu de données permettant de quantifier les caractéristiques de l'habitat post-envol. Dans le sud-est de l'Alaska, des chercheurs ont comparé l'habitat post-envol dans un rayon de 240 ha autour des nids de la sous-espèce *laingi* (n = 34) à l'habitat compris dans les quelque 4 000 ha avoisinants (Iverson *et al.*, 1996). L'habitat post-envol comprenait 10 % de forêts anciennes productives de plus que les parcelles avoisinantes de 4 000 ha.

Dans l'île de Vancouver, des jeunes munis d'un radio-émetteur (n = 15) ont été suivis durant deux ans après leur premier envol (McClaren *et al.*, 2005). Au cours des trois premières semaines suivant le premier envol, 93 % des endroits où les jeunes ont été localisés (n = 236) se trouvaient à moins de 200 m du nid. Au cours des quatre semaines qui ont suivi, ce pourcentage avait diminué à 42 %. Avec le temps, les jeunes se sont généralement éloignés de plus en plus de l'arbre de nidification. Ils n'ont cependant pas continué d'étendre indéfiniment les limites de l'aire post-envol jusqu'à ce qu'ils quittent l'aire de nidification et sont plutôt revenus régulièrement pour de courtes périodes à l'arbre de nidification.

La superficie moyenne de l'aire post-envol de la sous-espèce *laingi* a été estimée à 19,3 à 59,2 ha (Iverson *et al.*, 1996; McClaren *et al.*, 2005; Titus *et al.*, 2006; Mahon, 2009b). Dans le sud-est de l'Alaska, on a estimé la superficie de l'aire post-envol circulaire à 707 ha d'après la distance moyenne de 1 500 m parcourue par les juvéniles munis d'un radio-émetteur avant la dispersion (Titus *et al.*, 2006). À l'intérieur de ces aires post-envol, l'habitat était composé à 39 % de forêts anciennes à volume ligneux moyen à élevé, à 45 % de clairières ou de forêts non commerciales, à 8 % de forêts à faible volume ligneux et à 4 % de zones de coupe à blanc.

**Aire d'alimentation**

L'aire d'alimentation entoure l'aire post-envol et correspond à la zone où le mâle chasse principalement durant toute la saison de reproduction et où la femelle chasse à

la fin de la saison de reproduction (figure 33). Le mâle défend habituellement son aire d'alimentation contre les mâles rivaux durant toute l'année (Flatten *et al.*, 2001; Titus *et al.*, 2002). La femelle adulte peut demeurer dans l'aire d'alimentation jusqu'à ce que les proies se raréfient sous l'effet des premiers froids hivernaux (McClaren, 2003).

La sous-espèce *laingi* cherche habituellement sa nourriture dans des forêts mûres et anciennes (Iverson *et al.*, 1996; McClaren, 2003; Titus *et al.*, 2006). Ces forêts présentent un couvert fermé et contiennent des arbres de diamètre relativement grand, et l'étage inférieur dégagé facilite le vol et l'accès aux proies dans le sous-bois (Cooper et Stevens, 2000; USFWS, 2007b; NGRT, 2008). Toutefois, l'habitat d'alimentation préféré varie probablement non seulement selon la région et dans le temps, mais aussi selon le sexe et peut-être même d'un individu ou d'un couple à l'autre (USFWS, 2007b; Mahon *et al.*, 2008). Des études radio-télémétriques indiquent que la sous-espèce peut chercher sa nourriture également à l'extérieur de son aire de nidification, dans des zones d'écotone, des estuaires, des rives côtières et des milieux se trouvant à plus de 900 m d'altitude(Iverson *et al.*, 1996; McClaren, 2003; Titus *et al.*, 2006).

Dans le sud-est de l'Alaska, 67 individus de la sous-espèce *laingi* munis d'un radio-émetteur (35 adultes, 3 immatures et 29 juvéniles) ont été repérés à 2 333 points de localisation en 1992 et en 1996 (Titus *et al.*, 1994; Iverson *et al.*, 1996; sommaire dans USFWS, 2007b). Bien qu'une forte variation ait été observée entre les individus, la sous-espèce *laingi* semble s'alimenter plus souvent dans des forêts anciennes à volume ligneux très élevé à élevé ou à volume ligneux moyen que ce que la disponibilité de ces milieux pourrait laisser croire. Les forêts mûres fournissant du bois de sciage, les forêts broussailleuses plus vieilles (p. ex. forêt ancienne occupant des sites inexploitables comme des affleurement rocheux) et les forêts anciennes productives à faible volume ligneux ont été utilisées proportionnellement à leur disponibilité relative, mais à un degré nettement moindre que les deux types de forêts à volume ligneux plus élevé. Les milieux non forestiers, les zones de coupe à blanc et les peuplements alpins ont été utilisés dans une proportion généralement inférieure à leur disponibilité relative.

Dans l'île de Vancouver, 63 individus de la sous-espèce *laingi* munis d'un radio-émetteur ont été repérés à 259 points de localisation entre 1996 et 2001 (McClaren, 2003). Au total, 74 % de ces points se trouvaient dans des forêts anciennes, 20 % dans des forêts de seconde venue et 4 % dans des forêts mixtes anciennes ou de seconde venue. La fréquence de détection dans les forêts anciennes était nettement supérieure à celle à laquelle on se serait attendue compte tenu de la disponibilité de ce type de forêt à l'échelle du paysage.

Le choix de l'habitat préféré pour l'alimentation est peut-être dicté davantage par la disponibilité des proies que par leur abondance (Beier et Drennan, 1997; Boxton, 2002). La disponibilité des proies dépend vraisemblablement de la densité du couvert de la sous-canopée et de l'étage inférieur (Iverson *et al.*, 1996; Doyle, 2006b; USFWS, 2007b; T. Mahon, comm. pers., 2011). L'Autour des palombes mise sur l'effet de surprise lorsqu'il chasse et se sert souvent du couvert végétal comme écran pour

s'approcher furtivement de ses proies (Titus *et al.*, 1994; Squires et Reynolds, 1997). La végétation peut compromettre le succès global de chasse en procurant des refuges aux proies et en entravant les trajectoires de vol des rapaces et en réduisant leur capacité de manœuvre (Squires et Reynolds, 1997; USFWS, 2007b).

**Tendances en matière d'habitat**

L'exploitation forestière à grande échelle a entraîné une réduction importante de la quantité d'habitat propice depuis l'époque préindustrielle (UFWS, 2007; NGRT, 2008). On ne connaît toutefois pas l'ampleur précise de ce déclin. Les pertes d'habitat ont été estimées à l'aide de modèles d'évaluation de la qualité de l'habitat de nidification et d'alimentation et d'un modèle d'analyse des territoires (Smith et Sutherland, 2008; Mahon *et al.*, 2008) et par analyse du couvert forestier (USWFS, 2007).

Un modèle d'évaluation de la qualité de l'habitat de nidification et d'alimentation fondé sur le calcul d'un indice de qualité de l'habitat (IQH) a été élaboré pour l'ensemble de la zone côtière de la Colombie-Britannique (Mahon *et al.*, 2008). Une fois modifié en fonction des particularités régionales de l'habitat, ce modèle préliminaire a été appliqué aux quatre régions de conservation établies pour assurer le maintien de populations viables de la sous-espèce : Haida Gwaii, côte Nord, côte Sud et île de Vancouver. L'analyse des résultats obtenus a permis d'estimer l'ampleur totale de la perte d'habitat à l'échelle de la zone côtière de la Colombie-Britannique (Smith et Sutherland, 2008). Tel que mentionné ci-après, la plupart de ces estimations englobaient l'habitat propice de « faible qualité » pour la sous-espèce *laingi*.

Avant que la justesse des estimations fournies par ces modèles de l'habitat ait été vérifiée sur le terrain, une analyse préliminaire a révélé que 35 % et 88 % de la région de conservation de la côte Nord étaient propices à la nidification et à l'alimentation de la sous-espèce, respectivement (estimations incluant dans chaque cas les zones d'habitat de faible qualité; Smith et Sutherland, 2008). Dans la région de la côte Nord, les pertes d'habitat survenues depuis l'époque préindustrielle ont été estimées à 35 % dans le cas de l'habitat de nidification et à 20 % dans celui de l'habitat d'alimentation. Les chercheurs ont appliqué différents scénarios de seuils de qualité de l'habitat pour estimer le nombre actuel de territoires de nidification potentiels dans la région de la côte Nord. Selon le scénario appliqué, ce nombre variait entre 14 et 325. D'après l'analyse, la région comptait historiquement entre 74 et 341 territoires de nidification potentiels.

L'analyse a également révélé que 44 % et 42 % de la région de conservation de la côte Sud étaient propices à la nidification et à l'alimentation de la sous-espèce, respectivement (estimations incluant les zones d'habitat de faible qualité; Smith et Sutherland, 2008). Les pertes d'habitat survenues depuis l'époque préindustrielle ont été estimées à 52 % dans le cas de l'habitat de nidification et à 31 % dans celui de l'habitat d'alimentation. Le nombre estimé de territoires de nidification potentiels à l'échelle de la région de conservation de la côte Sud oscillait entre 43 et 280, comparativement à entre 255 et 316 historiquement.

Selon cette même analyse, 17 % et 35 % de la région de conservation de l'île de Vancouver étaient propices à la nidification et à l'alimentation de la sous-espèce (incluant les zones d'habitat de faible qualité), respectivement. Ces mêmes pourcentages s'établissaient historiquement (époque préindustrielle) à respectivement 38 % et 51 % (Smith et Sutherland, 2008). Les pertes subies depuis l'époque préindustrielle s'établissent donc à 55 % dans le cas de l'habitat de nidification et à 31 % dans celui de l'habitat d'alimentation. Selon le scénario appliqué, le nombre de territoires de nidification potentiels à l'échelle de la région de conservation de l'île de Vancouver variait de 77 à 447, contre 361 à 469 historiquement.

L'analyse pour la région de conservation de l'archipel Haida Gwaii a été présentée uniquement pour le nombre de territoires et la quantité d'habitat actuels estimés selon le scénario de qualité modérée de l'habitat (Smith et Sutherland, 2008). Selon ce scénario, l'archipel Haida Gwaii comptait 65 territoires de nidification potentiels, et 58 % et 89 % de cette région de conservation étaient propices à la nidification et à l'alimentation de la sous-espèce, respectivement.

La justesse des résultats des modèles de l'habitat de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* fondé sur le calcul d'un IQH a ensuite été vérifiée sur le terrain entre 2009 et 2011 dans chacune des quatre régions de conservation (Mahon, 2009a, 2011; Doyle *et al.*, 2010). Les évaluations sur le terrain visaient à obtenir des estimations de la justesse des modèles et les données voulues pour évaluer et améliorer les modèles en vue d'accroître leur performance. Ces évaluations ont révélé que la justesse des estimations fournies par les modèles de l'habitat diminuait à des échelles spatiales plus fines principalement à cause d'erreurs associées à l'évaluation du couvert forestier dans les polygones (Mahon, 2009a, 2011). De façon générale, les données sur le couvert forestier utilisées dans le modèle étaient considérées comme relativement bonnes à l'échelle plus vaste du paysage (p. ex. unité de paysage ou district forestier) mais de qualité faible à modérée à l'échelle du polygone (p. ex. peuplement ou bloc de coupe; Doyle *et al.*, 2010; Mahon, 2009a). La vérification sur le terrain a révélé qu'il convient de faire preuve de prudence dans l'application des modèles d'habitat à des résolutions et échelles spatiales plus fines. En raison d'un manque de justesse à certaines échelles plus fines, l'application du modèle peut ne pas être appropriée pour certaines activités (Mahon, 2009a).

Dans l'archipel Haida Gwaii, une analyse préliminaire de 17 territoires de nidification a révélé que ceux-ci étaient constitués dans des proportions variant entre 41 et 79 % d'habitat d'alimentation de qualité élevée et modérée (B. Wijdeven, comm. pers., 2012). Toutefois, après prise en compte des objectifs d'exploitation forestière énoncés dans l'arrêté récent concernant l'utilisation des terres dans l'archipel, seulement 4 territoires contenaient 40 % d'habitat d'alimentation de qualité élevée ou moyenne, et ce pourcentage chutait à 24 à 39 % dans les 13 autres territoires.

Une analyse des tendances liées à l'habitat de la sous-espèce *laingi* a été réalisée pour l'île de Vancouver, l'archipel Haida Gwaii et le sud-est de l'Alaska à l'aide des bases de données sur le couvert forestier de la Colombie-Britannique et de l'Alaska

(USFWS, 2007b). Historiquement (période préindustrielle), la contribution de l'île de Vancouver à la superficie totale de l'habitat propice à la sous-espèce s'établissait à environ 37 % (2,8 millions d'hectares), comparativement à 11 % (0,8 million d'hectares) pour l'archipel Haida Gwaii et à 52 % (3,9 millions d'hectares) pour le sud-est de l'Alaska (tableau 1). En date de 2005, la superficie de l'habitat propice à la sous-espèce ne s'élevait plus qu'à 1,6 million d'hectares (réduction de 43 %) dans l'île de Vancouver, à 0,6 million d'hectares (réduction de 25 %) dans l'archipel Haida Gwaii et à 3,5 millions d'hectares (réduction de 10 %) dans le sud-est de l'Alaska. En 2005, la contribution de l'île de Vancouver à la superficie totale de l'habitat propice s'établissait à environ 27 %, contre 11 % pour l'archipel Haida Gwaii et 61 % pour le sud-est de l'Alaska. Une extrapolation jusqu'à l'an 2100 des taux actuels et prévus d'exploitation forestière et de rétablissement de l'habitat laisse présager des réductions de la superficie de l'habitat propice de 31 % à 1,1 million d'hectares dans l'île de Vancouver, de 17 % à 0,5 million d'hectares dans l'archipel Haida Gwaii et de 11 % à 3,1 millions d'hectares dans le sud-est de l'Alaska. Globalement, la réduction prévue de la superficie totale de l'habitat propice entre 2005 et 2100 st estimée à près de 20 %, soit l'équivalent d'une perte d'environ 4 % sur trois générations.

Depuis la colonisation européenne, l'urbanisation et l'agriculture ont entraîné la perte permanente d'environ 3 % de l'habitat de la sous-espèce *laingi* au Canada, principalement le long de la côte sud-est de l'île de Vancouver et dans la vallée du bas Fraser (NGRT, 2008). Toutefois, cette perte d'habitat ne semble pas avoir occasionné un rétrécissement important de l'aire de répartition de la sous-espèce.

**Tableau 1. Superficies historique (période préindustrielle), actuelle et future estimées de l'habitat forestier de l'Autour des palombes de la sous-espèce laingi dans l'île de Vancouver, l'archipel Haida Gwaii et le sud-est de l'Alaska.**

| Région | Superficie (ha) estimée de l'habitat forestier de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi** | | |
|---|---|---|---|
| | Historique | 2005 | 2100 |
| Île de Vancouver | 2,8 millions | 1,6 million | 1,1 million |
| Haida Gwaii | 0,8 million | 0,6 million | 0,5 million |
| Sud-est de l'Alaska | 3,9 millions | 3,5 millions | 3,1 millions |
| **Total** | **7,5 millions** | **5,7 millions** | **4,7 millions** |

* Source : USFWS (2007b).

## BIOLOGIE

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* est l'un des rapaces les plus étudiés en Amérique du Nord. Tous les renseignements présentés ci-après sont tirés d'études consacrées aux populations de la sous-espèce *laingi* de l'île de Vancouver, de l'archipel Haida Gwaii et du sud-est de l'Alaska. Dans le cas où aucune donnée n'était disponible pour la sous-espèce *laingi*, des informations se rapportant à la sous-espèce *atricapillus* sont présentées à la place, et la substitution est mentionnée.

## Cycle vital et reproduction

Les individus de la sous-espèce *laingi* sont des résidents non migrateurs qui peuvent errer sur de courtes distances. Les mâles demeurent habituellement à l'année à l'intérieur ou à proximité immédiate des territoires de nidification, mais les femelles se dispersent généralement sur de courtes distances, généralement vers des zones de plus faible altitude en hiver (McClaren, 2003; Iverson *et al.*, 1996). Les mâles font habituellement preuve d'une plus grande fidélité à l'égard des territoires de nidification que les femelles (McClaren, 2003; Flatten *et al.*, 2001). Dans l'île de Vancouver, 24,4 % des femelles munies d'un radio-émetteur (n = 41) sont retournées à leur territoire de nidification original au cours des années subséquentes (McClaren, 2003). Le taux de renouvellement des femelles dans les territoires de nidification s'élevait à 78,9 % (n = 57); un territoire a été occupé par 6 femelles différentes sur une période de 6 ans. Dans le sud-est de l'Alaska, 35,7 % (n = 18) des femelle adultes se sont dispersées vers un nouveau territoire de nidification, tandis que tous les mâles (n = 11) sont demeurés fidèles à leur territoire (Flatten *et al.*, 2001, 2002; Titus *et al.*, 2002, 2006).

Les conditions météorologiques et la disponibilité des proies à la fin de l'hiver et au début du printemps ont probablement un effet déterminant sur la chronologie de la nidification chaque année (Bloxton, 2002; Manning *et al.*, 2004; Wiens *et al.*, 2006; Doyle, 2008a). Le mâle pourvoit dans une large mesure aux besoins alimentaires de la femelle avant la ponte et durant la couvaison et l'élevage des petits (Iverson *et al.*, 1996; NGRT, 2008). S'il n'y parvient pas, la femelle peut retarder la nidification ou même reporter toute tentative de nidification à l'année suivante (Bloxton, 2002; Wiens *et al.*, 2006). En plus de retarder la nidification, les périodes de temps frais et humide durant la saison de nidification peuvent entraîner le refroidissement des œufs et la mort des embryons et des jeunes par exposition au froid (Kostrzewa et Kostrzewa, 1990; Keane *et al.*, 2006).

Normalement, en Colombie-Britannique, la nidification débute en mars et en avril, la ponte survient vers le début de mai, les œufs éclosent vers le début de juin et les jeunes prennent leur premier envol au début de juillet et quittent l'aire de nidification à la fin d'août (McClaren *et al.*, 2005; tableau 2). Une fois qu'ils ont pris leur premier envol, les jeunes demeurent dépendants de leurs parents pour la nourriture durant 35 à 55 jours.

**Tableau 2. Chronologie de la nidification de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* en Colombie-Britannique (adapté de Chytyk et Dhanwant, 1999).**

| Étape | Période |
|---|---|
| Parade nuptiale | Dernière semaine de février à première semaine d'avril |
| Construction du nid | Mars et avril |
| Ponte | Dernière semaine d'avril et première semaine de mai |
| Éclosion | Dernière semaine de mai et première semaine de juin |
| Premier envol | Deux premières semaines de juillet |
| Dispersion | Deux dernières semaines d'août |

La plupart des Autours de palombes se reproduisent pour la première fois à l'âge de 3 ans ou plus tard, une fois qu'ils ont acquis leur plumage adulte, mais on note une certaine variabilité d'une population à l'autre (Squires et Reynolds, 1997; Kenward, 2006). Les femelles se reproduisent généralement plus tôt que les mâles, parfois même au stade subadulte, à l'âge de un ou deux ans (Squires et Reynolds, 1997; McClaren, 2003). On ignore toutefois à quelle fréquence la sous-espèce *laingi* se reproduit avant d'avoir atteint l'âge adulte (F. Doyle, comm. pers., 2012). Dans le cadre d'un suivi à long terme de 69 individus juvéniles de la sous-espèce *atricapillus* effectué en Arizona, les femelles se sont reproduites pour la première fois à l'âge de 4,2 ± 0,3 ans, et les mâles, à l'âge de 3,9 ± 0,3 ans (Wiens, 2004). La durée d'une génération chez la sous-espèce *laingi* est inconnue, mais on l'estime à 5 ans d'après les résultats d'une étude menée en Europe (Krüger, 2007).

La taille moyenne des couvées chez la sous-espèce *laingi* est inconnue (NGRT, 2008), mais elle varie vraisemblablement de deux à quatre œufs, comme chez la sous-espèce *atricapillus* (Squires et Reynolds, 1997). La sous-espèce *laingi* ne produit qu'une couvée par saison et, en cas d'échec de la nidification, ne tente normalement pas de nicher de nouveau même si cet échec survient tout au début de la saison de nidification (E. McClaren, comm. pers., 2005; USFWS, 2007b).

La productivité moyenne des nichées chez la sous-espèce *laingi* s'établit à 1,6 à 2,0 jeunes à l'envol par nichée fructueuse, selon la région. Dans l'île de Vancouver, la sous-espèce a affiché une productivité moyenne de 1,6 ± 0,1 jeune à l'envol (n = 141) entre 1994 et 2002 (McClaren, 2003) et de 1,8 ± 0,1 jeune à l'envol (n = 15) entre 2003 et 2008 (Manning *et al.*, 2008c). En comparaison, des valeurs de 1,6 ± 0,5 jeune à l'envol (n = 21; Doyle, 2012) et de 2,0 jeunes à l'envol (n = 113; Flatten *et al.*, 2001) ont été enregistrées dans l'archipel Haida Gwaii et le sud-est de l'Alaska, respectivement. Le succès de reproduction à vie chez la sous-espèce *laingi* est inconnu (NGRT, 2008).

La durée de vie maximale chez la sous-espèce *laingi* est inconnue, mais des individus âgés de plus de 15 ans ont été observés parmi des populations sauvages de la sous-espèce *atricapillus* (R.T. Reynolds, comm. pers., cité *in* NGRT, 2008). Dans le cadre d'un suivi d'adultes de la sous-espèce *laingi* munis d'un radio-émetteur effectué dans le sud-est de l'Alaska, la survie annuelle moyenne a été évaluée à 0,72 ± 0,16 chez l'ensemble des individus (n = 39), à 0,59 ± 0,10 chez les mâles et à 0,74 ± 0,06 chez les femelles (Flatten *et al.*, 2002). Dans l'île de Vancouver et le sud-est de l'Alaska, la mortalité des adultes est beaucoup plus élevée en hiver (Titus *et al.*, 2002; McClaren, 2003), la réduction de la disponibilité des proies et la présence de conditions météorologiques plus rigoureuses occasionnant la mort par famine de nombreux oiseaux. Dans le sud-est de l'Alaska, le taux de survie annuel apparent chez les juvéniles a été estimé à 0,44 d'après le nombre de juvéniles munis d'un radio-émetteur qui sont retournés à la zone d'étude l'année suivante (Broberg, 1997). Dans l'île de Vancouver, 37,5 % (n = 8) des jeunes ayant pris leur envol munis d'un radio-émetteur sont morts avant d'avoir quitté leur aire de nidification (McClaren *et al.*, 2005).

**Physiologie et adaptabilité**

La sous-espèce *laingi* est généralement plus foncée et plus petite que la sous-espèce *atricapillus* (Taverner, 1940; Johnson, 1989; Flatten *et al.*, 2002). Le plumage plus sombre est peut-être une adaptation à la vie dans les forêts pluviales côtières plus denses et plus sombres (NGRT, 2008). Dans ces milieux côtiers laissant filtrer peu de lumière, un plumage plus foncé accroît vraisemblablement la qualité du camouflage et le succès de chasse des oiseaux (NGRT, 2008). Enfin, du fait de sa plus faible taille, la sous-espèce *laingi* peut effectuer des manœuvres plus serrées parmi la végétation dense caractéristique des forêts pluviales côtières.

**Alimentation**

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* est un prédateur généraliste qui se nourrit d'oiseaux et de mammifères de taille moyenne (Squires et Reynolds, 1997; Kenward, 2006; USFWS, 2007b; NGRT, 2008). La composition de son régime alimentaire varie d'une région et d'une saison à l'autre, et même d'un individu à l'autre (NGRT, 2008). Dans l'île de Vancouver, des analyses des proies rapportées au nid ont révélé que l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*), la Grive à collier (*Ixoreus naevius*), le Geai de Steller (*Cyanocitta stelleri*) et le Pic flamboyant (*Colaptes auratus*) étaient les proies les plus courantes (Ethier, 1999; Manning *et al.*, 2005).

Dans l'archipel Haida Gwaii, l'écureuil roux, espèce introduite en provenance du continent, contribuait à hauteur de 61 % à la biomasse totale des proies rapportées au nid (Doyle, 2005). La contribution relative des autres composantes du régime alimentaire à la biomasse des proies s'établit comme suit : passereaux de grande taille non identifiés, 6 %; passereaux identifiés (grives [*Catharus* spp.], Geai de Steller, Merle d'Amérique [*Turdus migratorius*] et corneille d'Alaska [*Corvus caurinus*]), 3 %; Tétras fuligineux [*Dendragopus fuliginosus*], plus de 17 %; pics (espèces diverses), 3 %. Les petits mammifères comme les rats (*Rattus* spp.) et les musaraignes (*Sorex* spp.) sont plus rarement capturés (Roberts, 1997).

Dans le sud-est de l'Alaska, la sous-espèce *laingi* semble se nourrir principalement d'oiseaux (p. ex. Grive à collier, Geai de Steller, gélinotte, Corneille de l'Alaska, pics, Épervier brun et lagopèdes (*Lagopus* spp.) et, dans une moindre mesure, de petits mammifères (principalement l'écureuil roux, mais également des souris, campagnols, lièvres et marmottes; Titus *et al.*, 1994; Lewis *et al.*, 2004, 2006).

La composition du régime alimentaire de la sous-espèce *laingi* en hiver est peu connue (NGRT, 2008). L'écureuil roux et le Tétras fuligineux semblent les proies préférées de la sous-espèce dans l'archipel Haida Gwaii (Doyle, 2006a).

**Domaine vital**

Le domaine de nidification inclut l'aire de nidification, l'aire brièvement occupée par les jeunes après leur premier envol et l'aire d'alimentation, toutes utilisées pour la

chasse par les adultes et les jeunes en dispersion (NGRT, 2008). Sa superficie varie d'une région à l'autre et d'un couple reproducteur à l'autre selon l'expérience et l'aptitude à la chasse des oiseaux et la disponibilité des proies (Kennedy *et al.*, 1994; Squires et Reynolds, 1997). Chacun des membres du couple reproducteur peut exploiter une aire d'alimentation distincte (USFWS, 2007b) et utiliser des aires d'alimentation différentes d'une saison ou d'une année à l'autre (Titus *et al.*, 1994; McClaren, 2003). Les domaines vitaux de la sous-espèce *laingi* sont généralement plus vastes que ceux de la sous-espèce *atricapillus* parce que la disponibilité et l'abondance des proies sont plus faibles dans les peuplements côtiers que dans ceux de l'intérieur de la province (Crocker-Bedford, 1990, 1994; Titus *et al.*, 1994; USFWS, 1997; McClaren *et al.*, 2009).

Dans l'île de Vancouver, les territoires de nidification étaient séparés par une distance moyenne de 6,9 km (McClaren 2003). Si l'on suppose que cette distance interterritoriale est équivalente au diamètre de chaque territoire, chaque domaine de nidification couvre une superficie moyenne d'environ 3 800 ha (McClaren *et al.*, 2009). Dans l'archipel Haida Gwaii, la distance interterritoriale moyenne était de 10,8 km (Doyle 2005), ce qui donne une superficie moyenne de 9 200 ha pour le domaine de nidification (McClaren *et al.*, 2009). La NGRT (2008) a estimé la superficie moyenne des domaines de nidification à 9 200 ha pour la côte Nord et à 3 800 ha pour la côte Sud. Dans le sud-est de l'Alaska, la superficie du domaine de nidification a été estimée à 3 900 ha chez les femelles et à 4 300 ha chez les mâles (Titus *et al.*, 2006).

Dans le sud-est de l'Alaska, la superficie des domaines vitaux était nettement plus élevée en dehors de la période de reproduction (hiver) et s'établissait à 11 800 ha chez les femelles et à 11 900 ha chez les mâles (Titus *et al.*, 2006). Selon une autre étude réalisée dans le sud-est de l'Alaska, la superficie moyenne du domaine vital exploité durant toute l'année (saison de reproduction et hiver) s'établissait à 47 563 ha chez les femelles et à 15 719 ha chez les mâles (Lewis et Flatten, 2004). L'écart entre la superficie des domaines vitaux fréquentés à l'année par les deux sexes s'explique vraisemblablement par les déplacements plus importants effectués par les femelles, qui semblent s'éloigner plus que les mâles des sites de nidification en dehors de la saison de reproduction (USFWS, 2007b). Par comparaison, les mâles sont plus sédentaires et demeurent généralement à l'intérieur ou à proximité immédiate de leur territoire de nidification durant toute l'année, bien qu'ils puissent étendre leur territoire en hiver (Lewis et Flatten, 2004; McClaren, 2003).

**Occupation du territoire**

Les estimations des taux d'occupation du territoire par l'Autour des palombes diffèrent selon les méthodes de terrain utilisées (p. ex. télémétrie, diffusion d'enregistrements d'appels, nombre de visites des sites; voir Boyce *et al.*, 2005), celles-ci influant sur les taux de détection de l'espèce. Dans l'île de Vancouver, les taux d'occupation annuels des territoires de nidification s'établissaient en moyenne à 54,6 % (n = 163; intervalle de 40 % à 100 %; McClaren, 2003). Dans le cadre d'une autre étude réalisée dans l'île de Vancouver, le taux d'occupation annuel moyen a été estimé

à 36,5 ± 6,3 % (n = 63; intervalle de 23 % à 54 %; Manning *et al.*, 2008). En comparaison, ce taux a été estimé à 46,3 ± 9,8 % (n = 59; intervalle de 13 % à 80 %; Doyle, 2012) dans l'archipel Haida Gwaii, et à 45 % (n = 283; Flatten *et al.*, 2001) dans le sud-est de l'Alaska.

Dans l'île de Vancouver, une analyse des territoires exploités par la sous-espèce *laingi* (n = 39) a révélé que la quantité de forêts mûres ou anciennes n'avait aucune incidence significative sur le taux d'occupation ou la productivité du territoire de nidification, quelle que soit la distance de ces forêts par rapport au nid (McClaren et Pendergast, 2003). Une corrélation élevée mais non significative a toutefois été observée entre le taux d'occupation ou la productivité du territoire de nidification et la superficie occupée par des forêts âgées de plus de 120 ans dans un rayon de 800 m (~200 ha) du centroïde du territoire. Dans l'île de Vancouver, le taux d'occupation des aires de nidification situées dans des paysages fragmentés (parcelles de moins de 50 ha entourées d'un habitat non propice) était significativement inférieur (30,3 %) à celui des aires comprises dans des forêts anciennes contiguës (63,3 %; $\chi_1^2 = 10,6$, P = 0,001) et des forêts de seconde venue contiguës (55,0 %; $\chi_1^2 = 4,5$, P = 0,03; McClaren,2003). La non-fragmentation de la forêt dans les aires de nidification était probablement le principal facteur contribuant à la qualité et au taux d'occupation du territoire dans l'île de Vancouver (McClaren et Pendergast, 2003).

Dans l'archipel Haida Gwaii, aucune relation ou seulement une faible corrélation a été notée entre le taux d'occupation du territoire et la quantité de forêts mûres ou anciennes (Doyle, 2009).

On dispose de très peu d'information permettant de quantifier la superficie minimale de forêts mûres ou anciennes requise à l'intérieur d'un territoire de nidification pour en assurer l'occupation par un couple reproducteur de la sous-espèce *laingi* (Mahon *et al.*, 2008). Une analyse des territoires de nidification occupés de façon soutenue d'une année à l'autre dans l'île de Vancouver et l'archipel Haida Gwaii a révélé que ces territoires comportaient au moins 70 % d'habitat d'alimentation de qualité (Daust *et al.*, 2010). Dans l'archipel Haida Gwaii, une corrélation a été observée entre le taux d'occupation des territoires et la présence de forêts mûres sur 40 % de la superficie de ces territoires, et une corrélation plus faible entre le taux d'occupation des territoires et la présence de 60 % de forêts mûres à l'intérieur de ces territoires (Doyle, 2005). Dans la zone côtière de la Colombie-Britannique, la probabilité d'occupation était élevée, modérée ou faible selon que les territoires contenaient 60 %, 40 % ou 20 % de forêts mûres ou anciennes (Mahon *et al.*, 2008). Toutefois, en général, la quantité minimale de forêts mûres ou anciennes requise pour assurer l'occupation fructueuse d'un territoire par un couple de la sous-espèce *laingi* varie probablement d'une région à l'autre selon l'abondance et la disponibilité annuelles des proies (Mahon *et al.*, 2008).

**Déplacements et dispersion**

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* est considéré comme non migrateur (Taverner, 1940; Beebe, 1974). Toutefois, il est peut-être plus adéquat de le

décrire comme un résident non migrateur nomade capable d'effectuer des déplacements sur de courtes distances. L'ampleur des déplacements effectués par la sous-espèce varie au cours de l'année probablement en fonction de la disponibilité des proies et des conditions météorologiques en hiver (Iverson *et al.*, 1996; McClaren, 2003). Certaines années, les adultes peuvent s'éloigner de leur domaine de nidification en hiver, alors que d'autres années, ils y demeurent durant toute l'année.

On dispose de peu d'informations sur le comportement de dispersion des adultes de la sous-espèce *laingi*. Durant une étude réalisée dans l'île de Vancouver, 80 % des individus munis d'un radio-émetteur (n = 68) sont demeurés toute l'année à l'intérieur d'un rayon de 30 km de leur nid et ont simplement étendu les limites de leur domaine de nidification en hiver (McClaren, 2003). Certains individus se sont déplacés vers des aires d'hivernage distinctes se trouvant jusqu'à 100 km de leur site de nidification (McClaren, 2003); deux de ces individus ont même passé l'hiver dans des forêts côtières continentales de la Colombie-Britannique (McClaren, 2000, 2001). Dans l'île de Vancouver, les femelles adultes ont été observées en hiver à une distance moyenne de 11,4 ± 1,1 km (n = 178) de leur site de nidification, et les mâles, à une distance moyenne de 15,7 ± 2,8 km (n = 81; McClaren, 2003).

Dans le sud-est de l'Alaska, au moins 74 % des individus munis d'un radio-émetteur (n = 38) sont demeurés dans la région durant tout l'hiver (ADFG, 1996). Au cours d'une autre étude de sept ans menée dans la même région, 100 % des mâles (n = 11) sont demeurés toute l'année dans leur territoire, contre seulement 56 % des femelles (n = 18) (Flatten *et al.*, 2001, 2002; Titus *et al.*, 2002, 2006). La différence entre les taux de fidélité au territoire affichés par les mâles et les femelles pourrait refléter la faible disponibilité des sites de nidification dans le cas des mâles et le manque de nourriture dans le cas des femelles (Iverson *et al.*, 1996).

La piètre qualité des aires de nidification, la mort et le départ du partenaire et le manque de nourriture peuvent inciter les femelles à se disperser durant la saison de reproduction (NGRT, 2008). Dans le sud-est de l'Alaska, environ 45 % des femelles munis d'un radio-émetteur (n = 19) ont ainsi déserté leur site de nidification durant la période de reproduction (Iverson *et al.*, 1996). Le manque de nourriture était probablement en cause, car la survie hivernale était élevée (0,96) chez les femelles qui s'étaient ainsi dispersées mais faible (0,57) chez celles qui étaient demeurées sur place.

Dans le sud-est de l'Alaska, des juvéniles munis d'un radio-émetteur (n = 14) se sont dispersés sur une distance moyenne de 63 km (intervalle de 11 à 163 km) depuis leur lieu de naissance (Titus *et al.*, 1994). Après avoir erré pendant un certain temps, ils se sont souvent installés dans une région donnée à la fin de l'automne et y sont demeurés durant tout l'hiver. Des vols au-dessus de grands plans d'eau ont souvent été observés chez les juvéniles. Tant les juvéniles que les adultes semblent se déplacer d'îles en îles et sur la terre ferme à l'échelle de l'aire de répartition de la sous-espèce (McClaren, 2005; M. Robus, comm. pers., 2006, cité *in* USFWS, 2007b). Des analyses génétiques récentes ont révélé l'existence de croisements entre individus de

sous-populations différentes (Talbot *et al.*, 2005, 2011; Sonsthagen *et al.*, 2012) et démontré que certains individus peuvent se disperser à tout le moins occasionnellement sur des distances plus grandes que ce que peuvent laisser croire les études de radio-télémétrie.

On ne dispose d'aucune donnée sur le degré de fidélité affiché par les juvéniles à l'égard de leur lieu de naissance. Il convient toutefois de noter qu'aucun juvénile marqué n'a été observé sur son lieu de naissance après la période de dispersion, ni dans l'île de Vancouver ni dans le sud-est de l'Alaska (McClaren, 2003; C. Flatten, données inédites citées *in* NGRT, 2008).

**Relations interspécifiques**

L'impact sur les populations de la sous-espèce *laingi* de la compétition exercée pour les sites de nidification et les sources de nourriture par les autres espèces de rapaces n'a pas été quantifié (NGRT 2008), mais il est considéré comme négligeable. Le régime alimentaire de plusieurs espèces de rapaces diurnes et nocturnes tels que la Buse à queue rousse, le Grand-Duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) et la Chouette rayée (*Strix varia*) et de mammifères tels que la martre d'Amérique et le raton laveur (*Procyon lotor*) chevauche partiellement celui de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (Johnsgard, 1990; Squires et Reynolds, 1997). Les deux espèces qui présentent les préférences trophiques les plus similaires à celles de la sous-espèce *laingi* sont l'Épervier de Cooper et l'Épervier bun (Reynolds et Meslow, 1984). Du fait de sa plus grande taille, la sous-espèce *laingi* dominent vraisemblablement ces deux espèces, et l'Épervier brun peut même lui servir de proie (Titus *et al.*, 1994). La Chouette rayée et le Grand-Duc d'Amérique ne sont pas présents dans l'archipel Haida Gwaii, tandis que l'Épervier de Cooper se rencontre principalement dans le sud de l'île de Vancouver et le sud de la zone côtière continentale de la Colombie-Britannique (Dunn et Alderfer, 2008).

En raison de sa taille relativement grande, la sous-espèce *laingi* compte peu de prédateurs naturels, du moins à l'âge adulte (Squires et Reynolds, 1997; USFWS, 2007b). Le Grand-Duc d'Amérique est probablement son principal prédateur, tant chez les adultes que chez les jeunes (Rohner et Doyle, 1992; Squires et Reynolds, 1997), sauf dans l'archipel Haida Gwaii, où il est absent. Dans d'autres régions de l'Amérique du Nord, des attaques par des aigles (Squires et Ruggerio, 1995), des martres d'Amérique (Paragi et Wholecheese, 1994), des ours noirs (*Ursus americanus*; Mahon et Doyle, 2003) et des carcajous (*Gulo gulo*; McGowan, 1975) ont été documentées. Toutefois, l'impact de la prédation exercée par ces espèces sur les populations de la sous-espèce *laingi* est tenu pour négligeable.

## TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

### Activités et méthodes d'échantillonnage

En raison de sa rareté, de ses mœurs discrètes et de la nature éloignée et isolée de son habitat, l'Autour des palombes ne fait pas l'objet d'une surveillance adéquate dans le cadre de programmes de suivi à grande échelle comme le Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord et le Recensement des oiseaux de Noël. La tenue de relevés spécialisés adaptés aux particularités de l'espèce s'imposent.

Avant 1994, seulement six nids de la sous-espèce *laingi* avaient été trouvés en Colombie-Britannique – cinq dans l'île de Vancouver, et un dans la portion continentale de la province (Campbell *et al.*, 1990). En 1994, des relevés systématiques utilisant des enregistrements d'appels ou effectués à partir de points d'observation (RISC, 2001) ont été entrepris dans la portion centre-est de l'île de Vancouver (Ethier, 1999). En 1995, le gouvernement provincial a entrepris des relevés systématiques dans les portions centrales de l'île de Vancouver (Quayle *et al.*, 1995; McClaren 2003) et de l'archipel Haida Gwaii (Quayle *et al.*, 1995; Chytyk et Dhanwant, 1999). Dans l'île de Vancouver, ces relevés et des travaux de recherche connexes se sont poursuivis annuellement jusqu'en 2002, la couverture des relevés augmentant graduellement jusqu'à ce qu'une bonne partie de la portion intérieure de l'île ait été visitée au moins une fois (McClaren, 2003). De 2002-2003 à aujourd'hui, les relevés systématiques dans des blocs de coupe proposés et la surveillance des territoires de nidification connus se sont poursuivis principalement dans le centre de l'île de Vancouver (voir par exemple Lindsay *et al.*, 2004; Manning *et al.*, 2008a,b,c), mais d'une façon généralement moins systématique et moins approfondie que précédemment.

Dans l'archipel Haida Gwaii, le gouvernement provincial a poursuivi ses relevés systématiques au cours de la plupart des années jusqu'au début des années 2000. Entre 2002 et aujourd'hui, la poursuite des relevés et des travaux de recherche a été assurée conjointement par le gouvernement provincial, des titulaires de permis d'exploitation forestière et Parcs Canada. Très peu de travaux d'inventaire ont été effectués dans la zone côtière continentale. L'équipe chargée du rétablissement de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* y a entrepris des travaux d'inventaire dans des régions choisies en 2007 (NGRT, 2008; Mitchell *et al.*, 2008), et quelques titulaires de permis d'exploitation forestière y ont mené des relevés systématiques de faible envergure dans des blocs de coupe proposés ainsi que des travaux de surveillance des nids. Des inventaires et des travaux de recherche plus approfondis y avaient toutefois été effectués par des titulaires de permis d'exploitation forestière entre 1996 et 2007 dans l'ancien district forestier de Kispiox, dans la portion nord-est de la chaîne Côtière (Mahon, 2009b).

Il est difficile d'estimer de façon précise la superficie couverte et l'ampleur des recherches effectuées dans le cadre des relevés et des travaux de suivi de la sous-espèces *laingi* menés en Colombie-Britannique depuis 1994. La zone côtière de la Colombie-Britannique est en grande partie accidentée, isolée et inaccessible, et par

conséquent, la plupart des régions n'ont fait l'objet d'aucun relevé systématique. En revanche, dans l'île de Vancouver et l'archipel Haida Gwaii, des relevés plus ou moins approfondis ont été réalisés dans la plupart des régions intérieures accessibles. Dans la zone côtière continentale, très peu de relevés ciblant la sous-espèce *laingi* ont été effectués ailleurs que dans l'ancien district forestier Kispiox, dans la portion nord-est de la zone côtière continentale de la Colombie-Britannique.

Dans le sud-est de l'Alaska, des relevés et des travaux de recherche ciblant la sous-espèce *laingi* ont été entrepris en 1991 (Flatten, 1997) et se sont poursuivis au moins jusqu'en 2006 (Titus *et al.,* 2006). La plupart des relevés ont été réalisés dans la forêt nationale de Tongass.

**Abondance**

Près de la moitié de la population mondiale se trouve au Canada; le reste de la population se trouve aux États-Unis, principalement dans le sud-est de l'Alaska (NGRT, 2008). La taille de la population est difficile à estimer. Les estimations disponibles sont fondées sur des évaluations de la superficie de l'habitat d'alimentation à l'échelle du paysage, des taux d'occupation des territoires de nidification par les couples reproducteurs et de la contribution potentielle des adultes non appariés à la population mondiale.

Annuellement, les couples reproducteurs n'utilisent pas tous les sites de nidification disponibles parce que les adultes, en particulier les femelles, peuvent abandonner un territoire au profit d'un autre d'une année à l'autre (Iverson *et al.,* 1996; McClaren, 2003). Dès lors, il est possible d'estimer le nombre de couples reproducteurs au cours d'une année donnée en multipliant le nombre estimé de territoires potentiels par le taux d'occupation annuel des territoires de nidification dans chaque région. Les effectifs reproducteurs de la sous-espèce *laingi* au Canada sont actuellement estimés à 741-830 individus matures reproducteurs (tableau 3). Toutefois, la population comporte également un nombre indéterminé d'adultes non appariés. Ces adultes non reproducteurs pourraient jouer un rôle important en limitant le déclin des populations de la sous-espèce *laingi* (Iverson *et al.,* 1996; Doyle et Smith, 1994; Hunt, 1998). Il est donc important d'en tenir compte dans l'estimation de la taille de la population. La proportion exacte de ces individus matures non appariés dans la population canadienne totale demeure toutefois à déterminer. En Suède, Widen (1985) a estimé que le tiers des adultes ne se reproduisent pas. Si l'on utilise cette proportion comme facteur de correction, la taille ajustée de la population canadienne de la sous-espèce *laingi* oscillerait plutôt entre 1 104 et 1 237 individus matures (tableau 3). Ces chiffres constituent peut-être une surestimation de la population réelle, car ils ne tiennent pas compte des fluctuations annuelles d'effectifs. Certaines années, des conditions hivernales rigoureuses et/ou des périodes de faible abondance de nourriture peuvent entraîner un déclin de la taille de la population (voir **Fluctuations et tendances**).

Les valeurs présentées au tableau 3 sont fondées sur un scénario privilégié par l'équipe de rétablissement selon lequel la sous-espèce aurait besoin de 40 % d'habitat

d'alimentation de qualité (MFLNRO et MOE, 2013). Les estimations de la taille de la population diffèrent si d'autres seuils sont utilisés. Ainsi, la taille de la population estimée chute à seulement 250 à 280 individus matures si l'on fixe à 60 % le seuil de disponibilité de l'habitat d'alimentation de qualité, mais augmente à 1 890 à 2 080 individus si l'on utilise un seuil de 20 %.

**Tableau 3. Taille de la population d'Autours des palombes de la sous-espèce *laingi* au Canada, estimée d'après la quantité actuelle d'habitat propice dans chaque région de conservation, établie selon un seuil de disponibilité d'un habitat d'alimentation de qualité de 40 % ajusté en fonction des taux d'occupation du territoire de nidification et corrigé de manière à inclure les adultes non appariés (adapté de Smith, 2012; MFLNRO et MOE, 2013; voir le texte).**

| Variable | Haida Gwaii | Côte Nord | Côte Sud | Île de Vancouver | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| Nombre de territoires potentiels (intervalle de cinq estimations) | 37-44 | 223-234 | 184-209 | 238-277 | 682-764 |
| Nombre potentiel d'individus matures reproducteurs | 74-88 | 446-468 | 368-418 | 476-554 | 1 364-1 528 |
| Taux annuel moyen estimé d'occupation du territoire[1] | 0,43 | 0,55 | 0,55 | 0,55 | - |
| Nombre potentiel d'individus matures reproducteurs (ajusté en fonction du taux d'occupation du territoire) | 32-38 | 245-257 | 202-230 | 262-305 | 741-830 |
| Nombre d'individus matures incluant les adultes non appariés[2] | 48-57 | 365-383 | 301-343 | 390-454 | 1 104-1 237 |

[1] Les estimations des taux d'occupation sont fondés sur NGRT (2008) et E. McClaren, comm. pers., 2013.

[2] La valeur finale inclut une estimation établissant à 33 % la proportion d'adultes non appariés au sein de la population totale mais ne tient pas compte des fluctuations annuelles de la taille de la population provoquées par des événements stochastiques influant sur la productivité et la survie des individus (voir le texte).

## Fluctuations et tendances

Les taux d'occupation des territoires de nidification varient fréquemment d'une année à l'autre chez la sous-espèce *laingi* (Titus *et al.*, 1996; McClaren, 2003; Manning *et al.*, 2008c; Doyle, 2012). Par exemple, ce taux oscille généralement entre 13 et 80 % dans l'archipel Haida Gwaii (Doyle 2010, 2012) et entre 23 et 100 % dans l'île de Vancouver (McClaren, 2003; Manning *et al.*, 2008c). On ignore actuellement dans quelle mesure la variation du taux d'occupation des territoires de nidification reflète les fluctuations annuelles des effectifs de la sous-espèce, mais il a été démontré que le taux d'occupation des territoires de nidification est étroitement corrélé à la disponibilité des proies et aux variations des conditions météorologiques au début de la période de reproduction (Bloxton, 2002; Manning *et al.*, 2004). Comme il est établi que l'exposition des oiseaux à des conditions hivernales défavorables et le manque de nourriture

peuvent avoir des impacts sur les populations en causant la mort d'individus et en influant sur les taux d'occupation des territoires de nidification dans d'autres régions aux cours des années subséquentes (Doyle et Smith, 1994; Weins *et al.*, 2006; Squires et Reynolds, 1997), il n'est pas déraisonnable de supposer que les variations annuelles des taux d'occupation des territoires de nidification peuvent entraîner à leur tour des fluctuations annuelles de la taille des populations.

On ne dispose d'aucune donnée sur les tendances à court terme des populations de la sous-espèce *laingi*, ni sur la taille des populations historiques (période préindustrielle) (USFWS, 2007b; NGRT, 2008). Toutefois, il est généralement admis que les effectifs de la sous-espèce *laingi* sont inférieurs à ce qu'ils étaient anciennement (Crocker-Bedford, 1990; USFWS, 2007b; Smith et Sutherland, 2008) et qu'ils continuent de décliner (USFWS, 2007b; NGRT, 2008; NatureServe, 2012). Dans certains cas, les déclins seraient importants et se seraient amorcés il y a de nombreuses années. Par exemple, au cours des 50 dernières années, la population de l'archipel Haida Gwaii aurait décliné de 63 à 67 %, et le nombre actuel de territoires pourrait être inférieur à 20 (Doyle, 2012). Cette hypothèse d'un déclin des effectifs est fondée sur l'inférence selon laquelle la taille de la population de la sous-espèce *laingi* est directement liée à la quantité d'habitat de forêts mûres et anciennes disponible en un temps donné (USFWS, 2007b; NGRT, 2008).

Des analyses de données préliminaires sur les tendances en matière d'habitat fondées sur les bases de données sur le couvert forestier de la Colombie-Britannique et de l'Alaska ont été effectuées pour l'île de Vancouver, l'archipel Haida Gwaii et le sud-est de l'Alaska (USFWS, 2007b). Ces analyses ont révélé que la superficie de l'habitat propice en 2005 était de 43 %, 25 % et 10 % inférieure à ce qu'elle était historiquement (période préindustrielle) dans l'île de Vancouver, l'archipel Haida Gwaii et le sud-est de l'Alaska, respectivement. Même s'il est peu probable qu'une relation linéaire directement proportionnelle existe entre la perte d'habitat propice et le déclin de la population, on peut supposer que le déclin de la superficie de l'habitat estimé à 43 % sur la seule île de Vancouver a eu un impact négatif sur les populations locales. L'exploitation forestière et l'urbanisation ont entraîné la perte de la plupart des milieux propices à la sous-espèce *laingi* dans le sud-est de l'île de Vancouver, et des déclins localisés d'effectifs et même la disparition de populations dans ces régions paraissent probables (Campbell *et al.*, 1990; E. McClaren, données inédites).

Une analyse de la viabilité de la population de la sous-espèce *laingi* dans la zone côtière de la Colombie-Britannique a révélé que le déclin estimé du nombre de territoires entre la période préindustrielle (740-1 219 territoires) et 2008 (144-1 051 territoires) ne semble pas avoir compromis la viabilité future de la population de la sous-espèce (Steventon, 2012). Selon Steventon (2012), pour que la probabilité de persistance de la sous-espèce sur 100 ans s'établisse à 90 %, il faudrait que le nombre de territoires s'élève à au moins 400 (800 'individus adultes reproducteurs). Bien que cette valeur se trouve à l'intérieur du seuil de risque de disparition de 10 % établi par le COSEPAC, il convient de préciser que l'analyse de Steventon (2012) était fondée sur un modèle simpliste qui supposait la présence d'une population fermée en Colombie-

Britannique et ne tenait pas compte de l'immigration pourtant documentée d'individus en provenance des États-Unis. En outre, dans son analyse, Steventon a calculé le risque de « quasi-disparition », établissant le seuil à moins de 25 femelles adultes. Le risque réel de disparition aurait par conséquent été plus faible si l'analyse avait tenu compte de l'immigration et du risque de disparition totale de la population. Néanmoins, en considération des tendances récentes relatives à la population et à la productivité dans l'archipel Haida Gwaii (qui abrite effectivement une population fermée), Steventon (2012) a émis des doutes quant à la viabilité future de cette sous-population et s'est dit peu optimiste quant à sa survie.

Dans l'archipel Haida Gwaii, une modélisation préliminaire des territoires de nidification a révélé que le nombre de territoires viables (contenant plus de 40 % de forêts mûres ou anciennes) est passé d'un maximum de 58 (superficie totale de 10 000 ha) en 1800 à 10 en 2004, soit une réduction de 82 % (Doyle, 2005). Des ajustements visant à tenir compte des taux d'occupation observés ont indiqué que seulement 4 des 13 territoires répertoriés dans l'archipel Haida Gwaii peuvent être propices à la nidification en une année donnée, compte tenu de la quantité d'habitat propice disponible en 2004. Selon un modèle similaire, le nombre de territoires viables dans l'archipel Haida Gwaii devrait continuer de décliner jusque vers 2055, mais la situation devrait se rétablir légèrement par la suite une fois que les forêts de seconde venue auront atteint leur maturité mais n'auront pas encore été récoltées (Doyle et Holt, 2005). À la lumière de ces hypothèses, la probabilité de persistance de la population de l'archipel Haida Gwaii a été estimée à tout au plus 31 % sur une période maximale de 85 ans (Doyle et Holt, 2005).

En Colombie-Britannique, des chercheurs ont mis au point un modèle d'évaluation du risque d'altération de l'habitat afin d'estimer la relation entre le nombre de territoires de nidification propices à l'échelle du paysage et le risque pour les populations de la sous-espèce *laingi* (Daust *et al.*, 2010). Fondé sur l'opinion d'experts, cet exercice de modélisation a été mené à bien uniquement pour la portion continentale centrale de la côte faisant l'objet d'une gestion écosystémique, et il convient donc de faire preuve de prudence dans l'interprétation des résultats. Selon ce modèle, le risque posé par l'altération de l'habitat pour une population donnée serait faible si au moins 80 % des territoires propices historiquement disponibles existent encore. À l'inverse, le risque serait élevé si ce pourcentage chute en-deçà de 60 %.

**Immigration de source externe**

Dans la majeure partie de l'aire de répartition de la sous–espèce *laingi*, un certain nombre de barrières physiques entre les régions pourraient entraver considérablement la dispersion et l'immigration d'individus en provenance de sous-populations adjacentes. Si la population canadienne de la sous-espèce *laingi* venait à disparaître complètement, l'immigration d'individus en provenance du sud-est de l'Alaska pourrait contribuer au rétablissement de la sous-espèce au Canada. L'éventualité d'une immigration de source externe est toutefois jugée peu probable compte tenu des pertes d'habitat prévues en Alaska (voir **Tendances en matière d'habitat**).

## MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

L'équipe chargée du rétablissement de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* a répertorié et coté les menaces connues et perçues qui pèse sur la sous-espèce en octobre 2012 (D. Fraser, comm. pers., 2012). Ces menaces sont brièvement passées en revue par ordre d'importance dans les pages qui suivent. D'après les calculs présentés à l'annexe A, l'impact global calculé des menaces pesant sur la population canadienne de la sous-espèce *laingi* est jugé faible.

### Disparition et fragmentation de l'habitat

L'exploitation forestière et les autres activités commerciales de déboisement à grande échelle peuvent avoir des répercussions néfastes sur les sites de nidification de la sous-espèce *laingi* et l'abondance et la disponibilité des proies à l'échelle tant du peuplement que du paysage en réduisant la superficie des habitats de nidification et d'alimentation et en causant leur fragmentation (Cooper et Stevens, 2000; USFWS, 2007b; NGRT, 2008). Localement, l'exploitation forestière peut avoir un impact sur les quelques territoires de nidification compris dans le secteur touché, mais lorsqu'elle est pratiquée de façon plus intensive à l'échelle de toute une région, elle peut affecter les populations locales (Crocker- Bedford, 1990; Iverson *et al.*, 1996; Finn *et al.*, 2002; McClaren, 2003; Manning *et al.*, 2008c). Toutefois, les territoires de la sous-espèce *A. g. laingi* sont probablement plus résilients aux perturbations et aux altérations de l'habitat occasionnées par les pratiques d'exploitation forestière sélectives qui ont été conçues spécialement pour la gestion de la sous-espèce (Finn *et al.*, 2002; Manning *et al.*, 2003; Mahon et Doyle, 2005).

Pratiquée à grande échelle, l'exploitation forestière a des impacts sur les populations de la sous-espèce *laingi* en causant la conversion des habitats de nidification et d'alimentation propices (p. ex. forêts mûres et anciennes) en jeunes stades de succession (p. ex. zones de coupe à blanc ou jeunes forêts denses; USFWS, 2007b; NGRT, 2008). La récolte du bois peut entraîner la destruction d'habitats de nidification et d'alimentation propices ou une fragmentation si importante de ces habitats que leur qualité s'en trouve réduite. L'exploitation forestière a des impacts sur l'habitat de nidification en réduisant la quantité d'arbres de nidification potentiels, le couvert de l'étage supérieur et le degré de connectivité avec les milieux adjacents aux aires de nidification. Les coupes à blanc ont un impact sur la quantité et la qualité de l'habitat d'alimentation en réduisant l'abondance, la diversité et la disponibilité des proies. La fragmentation de l'habitat engendrée par l'exploitation forestière à grande échelle oblige les adultes reproducteurs à parcourir de plus grandes distances et, par conséquent, à dépenser plus d'énergie pour atteindre des aires d'alimentation propices.

L'exploitation forestière ayant entraîné l'élimination de nombreuses forêts anciennes, l'industrie forestière s'intéresse de plus en plus aux peuplements de seconde venue qui pourraient éventuellement devenir propices à la sous-espèce si on les laissait parvenir à maturité. Dans les forêts côtières productives de l'île de

Vancouver, la durée de la révolution forestière est généralement de 50 à 80 ans, soit le temps que mettent les peuplements en régénération à devenir des milieux propices à la nidification de la sous-espèce (McClaren, 2003; Manning *et al.*, 2006). Dans les régions plus nordiques, comme l'archipel Haida Gwaii, les peuplements de seconde venue mettent généralement une centaine d'années à devenir propices à la nidification et à l'alimentation de la sous-espèce *laingi* (Doyle, 2006b).

À mesure que la superficie occupée par les forêts mûres ou anciennes s'amenuise à l'échelle du paysage sous l'effet de l'exploitation forestière à grande échelle, les forêts de seconde venue en voie d'atteindre leur maturité sont appelées à jour un rôle de plus en plus important en raison de la qualité de l'habitat de nidification et d'alimentation qu'elles peuvent offrir à la sous-espèce *laingi*. La possibilité de coupe annuelle dans les forêts côtières de la Colombie-Britannique a diminué de 7,4 millions de $m^3$/an depuis 1990, ce qui représente un déclin de 30 % sur une période équivalente à près de trois générations de l'Autour des palombes (J. Deal, comm. pers., 2013). Quoi qu'il en soit, ce sont l'ampleur et la rapidité de la destruction de l'habitat propice par rapport à celles de son recrutement ainsi que la qualité de la protection accordée à l'habitat actuellement propice qui détermineront dans quelle mesure la disparition et la fragmentation de l'habitat continueront de menacer la sous-espèce (NGRT, 2008).

D'autres utilisations du territoire comme celles associées au développement rural, urbain et agricole peuvent également causer la disparition et la fragmentation de l'habitat. Bien que activités se déroulent à une échelle beaucoup plus modeste que l'exploitation forestière, leur impact est permanent. En outre, divers phénomènes naturels comme le renversement de nombreux arbres par le vent, les incendies ou les pullulations d'insectes forestiers ou les épidémies peuvent également réduire la qualité de l'habitat à l'échelle de territoires de nidification ou de populations régionales.

**Diversité et disponibilité des proies**

La diversité, l'abondance et la disponibilité des proies peuvent constituer un facteur limitatif important pour la sous-espèce, en particulier pour les populations qui nichent sur des îles (USFWS, 2007b; NGRT, 2008). Dans de nombreuses îles côtières, dont les îles de l'archipel Haida Gwaii et l'île de Vancouver, le nombre d'espèces-proies est moins élevé que dans la région côtière continentale (Dunn et Alderfer, 2008; NGRT, 2008). En conséquence, les populations qui nichent sur ces îles peuvent être très sensibles aux fluctuations annuelles ou au déclin à long terme des populations d'espèces-proies. Un lien a été établi entre les fluctuations annuelles des populations d'écureuils roux associées à la faible production de cônes par les conifères et la productivité de la sous-espèce *laingi* (Ethier, 1999; Doyle, 2005). Selon des travaux préliminaires entrepris dans l'archipel Haida Gwaii, un déclin des populations d'une espèce-proie essentielle (Tétras fuligineux) pourrait également avoir un impact sur la population de la sous-espèce *laingi* (Doyle, 2006a).

**Isolement génétique**

Les portions fortement accidentées et abruptes de la chaîne Côtière forment une barrière physique entre les populations des sous-espèces *laingi* et *atricapillus* (USFWS, 1997; NGRT, 2008). La possibilité qu'un flux génétique se produise entre les deux sous-espèces est vraisemblablement plus élevée dans la portion méridionale de l'aire de répartition de la sous-espèce *laingi,* l'île de Vancouver se trouvant à courte distance des terres moins accidentées de la vallée du bas Fraser. Des études génétiques ont confirmé la présence d'un flux génétique dans une bonne partie de la zone de chevauchement entre les aires de répartition des deux sous-espèces, en particulier dans l'île de Vancouver, où la population présente des caractéristiques des deux sous-espèces (Talbot *et al.,* 2005, 2011).

Des études génétiques indiquent également que le flux génétique entre la population de l'archipel Haida Gwaii et les autres populations de la sous-espèce *laingi* est très limité (Talbot *et al.,* 2005, 2011; Sonsthagen *et al.,* 2012). L'immigration joue un rôle important en prévenant la détérioration génétique, mais on ne dispose d'aucune donnée permettant de quantifier l'ampleur de l'immigration d'individus issus d'autres populations de la sous-espèce *laingi* vers l'archipel Haida Gwaii. En conséquence, parmi toutes les populations de la sous-espèce *laingi*, c'est la petite population établie dans l'archipel Haida Gwaii qui est la plus menacée par l'isolement génétique

Des travaux génétiques préliminaires donnent à croire que les populations de la sous-espèce *laingi* représentent une métapopulation (Gust *et al.,* 2003; Talbot *et al.,* 2005, 2011; Sonsthagen *et al.,* 2012). Les métapopulations sont des groupes de sous-populations partiellement isolées qui sont généralement plus vulnérables à la perte de diversité génétique et plus susceptibles de disparaître du fait de leur faible taille et de leur isolement. En conséquence, l'isolement génétique constitue probablement une menace pour les autres sous-populations isolées ou régionales de la sous-espèce *laingi* à l'échelle de l'aire de répartition de la sous-espèce.

**Espèces introduites**

Diverses espèces introduites ont probablement un impact sur les populations de la sous-espèce *laingi* dans l'archipel Haida Gwaii (Doyle, 2006a; NGRT, 2008). Le cerf de Sitka (*Odocoileus hemionus sitkensis*) a un impact indirect sur les populations d'oiseaux chanteurs servant de proies à la sous-espèce *laingi* en broutant une bonne partie de la végétation de l'étage inférieur (Englestoft et Bland, 2002). Les oiseaux chanteurs étaient 55 à 70 % moins abondants dans les îles de l'archipel exposées au broutage du cerf depuis plus de 50 ans que dans les îles exemptes du cervidé (Allombert *et al.,* 2005). Les populations du Tétras fuligineux pourraient également souffrir des effets de ce broutage excessif (Doyle, 2004, 2006).

Le raton laveur a été introduit dans l'archipel Haida Gwaii et est un prédateur potentiel des espèces-proies recherchées par la sous-espèce *laingi* et vraisemblablement des jeunes autours encore au nid (Chytyk et Dhanwant, 1996;

Laskeek Bay Conservation Society, 1996, cité *in* NGRT, 2008). D'autres prédateurs des espèces-proies de la sous-espèce *laingi*, en particulier le rat noir (*Rattus rattus*), le rat surmulot (*Rattus norvegicus*) et l'écureuil roux, ont également été introduits dans l'archipel et peuvent y avoir un impact indirect sur les populations de la sous-espèce *laingi* en réduisant les populations d'oiseaux qui lui servent de proies (Martin *et al.*, 2001). L'écureuil roux est aujourd'hui présent partout dans l'archipel et y est lui-même devenu une importante proie de la sous-espèce *laingi* (Roberts, 1997; Doyle, 2006b), mais son impact sur les populations de la sous-espèce *laingi* demeure incertain (NGRT, 2008).

Il est peu probable que les espèces introduites représentent une menace pour la sous-espèce *laingi* dans les autres régions où celle-ci est présente (NGRT, 2008).

**Déprédation et compétition**

Les peuplements de début de succession et les milieux fragmentés créés par l'exploitation forestière peuvent avantager les prédateurs et les compétiteurs potentiels de l'Autour des palombes qui préfèrent les écotones et les milieux plus dégagés comme la Buse à queue rousse, la Chouette rayée et le Grand-Duc d'Amérique (Squires et Reynolds, 1997; USFWS, 2007b; NGRT, 2008). La sous-espèce *laingi* supporte mal la compétition exercée par ces espèces dans ces milieux parce qu'elle est généralement mieux adaptée aux types de milieux plus intacts à couvert forestier fermé (USFWS, 2007b). La Buse à queue rousse et certains grands rapaces nocturnes peuvent à l'occasion s'emparer d'anciens nids de la sous-espèce et expulser les autours de leur aire de nidification, compromettant ainsi le succès de reproduction de la sous-espèce (Squires et Reynolds, 1997). L'ampleur de la menace que la déprédation et la compétition posent pour la sous-espèce *laingi* demeure à déterminer, mais cette menace augmente vraisemblablement à mesure que les milieux forestiers intacts sont déboisés et fragmentés (USFWS, 2007b; NGRT, 2008).

**Changements climatiques**

L'ampleur potentielle de la menace que posent les changements climatiques pour la sous-espèce *laingi* est actuellement inconnue et difficile à prévoir (USFWS, 2007b; NGRT, 2008). Les changements climatiques pourraient altérer les conditions microclimatiques et modifier la composition des espèces d'arbres dans les forêts côtières (Hamann *et al.*, 2006, cité *in* NGRT, 2008). Ces modifications pourraient à leur tour avoir un impact sur l'abondance et la disponibilité des proies et accroître les risques d'incendie de forêt, de maladies et de pullulations d'insectes ravageurs (Province of BC, 2008). L'augmentation de la fréquence des événements climatiques extrêmes et des événements stochastiques environnementaux prévue par de nombreux modèles de changements climatiques aura probablement des conséquences néfastes pour les populations de la sous-espèce *laingi*.

Selon certaines études, les changements climatiques pourraient causer indirectement une hausse de la mortalité des jeunes au nid (Doyle, 2008b). Dans

l'ancien district forestier de Kispiox, dans la portion nord-est de la zone continentale côtière, l'altération des régimes de précipitations et l'adoucissement des températures tôt en saison pourraient accélérer l'émergence des mouches noires et accroître l'abondance de ces insectes à une étape cruciale du cycle vital de la sous-espèce *laingi* (Doyle, 2008b). Les mouches noires se nourrissent du sang des jeunes autours encore au nid et peuvent parfois, par les pertes de sang et le stress qu'elles infligent, provoquer la mort des oisillons (F. Doyle, comm. pers., 2007). Selon plusieurs études, la hausse prévue des niveaux de précipitations induite par les changements climatiques devrait avoir des conséquences néfastes sur les taux d'occupation des territoires de nidification, la productivité des nichées et l'abondance des proies (Bloxton, 2002; Manning *et al.*, 2004; Doyle, 2009).

Le réchauffement prévu par la plupart des modèles de changements climatiques devrait également influer sur la composition spécifique des communautés végétales des forêts et la répartition des espèces végétales en permettant à certaines espèces adaptées à des climats plus chauds comme le douglas d'étendre leur répartition vers le nord et à des espèces de climat frais comme la pruche de l'Ouest de coloniser les secteurs alpins (Hamann *et al.*, 2006; USFWS, 2007b). Ces changements devraient être bénéfiques pour les populations de la sous-espèce *laingi*.

**Perturbations anthropiques**

Faute de données empiriques suffisantes, l'ampleur de l'impact des perturbations anthropiques sur les populations de la sous-espèce *laingi* ne peut être quantifiée. À proximité des sites de nidification, l'ampleur de cet impact dépend du moment où les perturbations surviennent, de leur intensité et de leur distance par rapport au nid (NGRT, 2008). Certains individus peuvent être plus sensibles que d'autres aux perturbations et sont plus susceptibles d'abandonner leur nid s'ils sont dérangés. L'Autour des palombes peut construire son nid à 15 m d'un chemin forestier désaffecté, à 60 m d'un chemin de transport forestier utilisé régulièrement et à 200 m d'une route importante (Manning *et al.*, 2005). Mahon *et al.* (2008) a analysé la distance séparant les nids des écotones abrupts dans l'île de Vancouver et a constaté que plus de 80 % des nids se trouvaient à plus de 200 m des écotones. La sous-espèce semble donc éviter les écotones dans une certaine mesure.

**Maladies**

Rien ne permet de croire que des maladies aient causé une mortalité suffisamment élevée pour avoir un impact important sur les populations de la sous-espèce *laingi* (USFWS, 2007b). Toutefois, les maladies font souvent des victimes chez les oiseaux gardés en captivité (Squires et Reynolds, 1997). Il est établi que le stress engendré par d'autres facteurs comme le manque de nourriture peut accroître la vulnérabilité aux maladies chez les populations d'autres sous-espèces (voir par exemple Redig *et al.*, 1980, cité *in* USFWS, 2007b); le stress pourrait avoir les mêmes effets chez la sous-espèce *laingi*. L'infection causée par le virus du Nil occidental est considérée comme la maladie à transmission vectorielle la plus largement répandue en

Amérique du Nord, et le virus a récemment été détecté en Colombie-Britannique (CDC de la Colombie-Britannique, 2012a). L'issue de la maladie semble fatale chez l'Autour des palombes (Wunschmann *et al.*, 2005). Toutefois, l'ampleur de la menace que pose ce virus pour la sous-espèce *laingi* est actuellement inconnue, aucun cas d'infection n'ayant encore été signalé chez cette sous-espèce.

**Persécution par les humains**

La persécution par les humains n'a probablement jamais été une menace importante pour les populations de la sous-espèce *laingi* (NGRT, 2008). Dans le passé, il est arrivé que des agriculteurs tuent des Autours des palombes qui s'attaquaient à leurs volailles. Cette pratique a persisté jusqu'à tout récemment dans l'archipel Haida Gwaii (G. Morigeau, comm. pers., 1995) et continue de faire occasionnellement des victimes à l'échelle de l'aire de répartition de la sous-espèce. L'Autour des palombes est depuis longtemps prisé en fauconnerie pour son caractère agressif et l'acharnement qu'il met à poursuivre ses proies (Squires et Reynolds, 1997). Toutefois, la capture d'individus sauvages à des fins de fauconnerie n'a vraisemblablement jamais représenté une menace importante pour la sous-espèce *laingi*. La capture de rapaces à des fins de fauconnerie est interdite depuis 1994 dans l'île de Vancouver et l'archipel Haida Gwaii (M. Chutter, comm. pers., 2012). La persécution par les humains n'est pas considérée comme une menace importante pour la sous-espèce *laingi*, et son impact est considéré comme faible (NGRT, 2008).

## PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

**Statuts et protection juridiques**

A l'étranger

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* figure à l'Annexe II de la *Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction*, à titre d'espèce qui n'est pas nécessairement menacée actuellement d'extinction mais qui pourrait le devenir si le commerce de ses spécimens n'était pas étroitement contrôlé (CITES, 2012). Du fait de cette désignation, les spécimens destinés à être exportés du Canada doivent être accompagnés d'un permis d'exportation canadien CITES (Environnement Canada, 2012). Cette désignation de la CITES ne confère aucune autre protection à la sous-espèce.

Canada

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* figure à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada (Gouvernement du Canada, 2012). En vertu de cette loi, il est interdit de tuer un individu de cette sous-espèce, de lui nuire, de le harceler, de le capturer ou de le prendre. Il est également interdit de posséder, d'acheter, de vendre ou d'échanger un individu de cette sous-espèce. La destruction de la résidence de la

sous-espèce (définie comme un nid) est interdite, mais les résidences sont protégées uniquement sur les terres fédérales. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, un processus a été établi pour assurer la désignation de l'habitat essentiel potentiel autour des sites de nidification connus; une désignation préliminaire de l'habitat essentiel a été effectuée en 2012 et fait actuellement l'objet d'un examen (R. Vennesland, comm. pers., 2011).

Colombie-Britannique

Plusieurs lois provinciales confèrent directement ou indirectement un certain niveau de protection juridique à l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*. Les principales lois et les principaux mécanismes juridiques assurant cette protection sont passés en revue dans les paragraphes qui suivent.

La *Wildlife Act* protège la sous-espèce en interdisant à quiconque de blesser, de molester ou de détruire un oiseau, ses œufs ou un nid occupé (Province of BC, 1996c).

La *Forest and Range Practices Act* (FRPA) contient un certain nombre de dispositions relatives à la gestion de la sous-espèce (Province of BC, 2002). Certaines d'entre elles stipulent que les plans d'intendance forestière doivent préciser les résultats attendus ou les stratégies prévues pour atteindre les objectifs établis pour la sous-espèce *laingi* par le gouvernement. En 2004, des avis précisant la superficie et la répartition des zones requises pour la gestion de la sous-espèce et les caractéristiques de l'habitat à l'intérieur de ces zones ont été établis pour cinq districts forestiers répartis le long de la côte de la Colombie-Britannique; les zones de gestion ainsi désignées couvraient une superficie totale de 4 133 ha (BC MOE, 2012). En outre, la stratégie de gestion des espèces sauvages désignées (IWMS) énonce les orientations, les procédures et les lignes directrices pour la gestion des espèces en péril, dont la sous-espèce *laingi* (BC MWLAP, 2004). Cette stratégie prévoit la création et la gestion d'aires d'habitat faunique autour des territoires de nidification de la sous-espèce (McClaren, 2004). À ce jour, 28 aires d'habitat faunique de superficie variable (32 à 2 592 ha) ont été créées, pour une superficie totale de 14 764 ha (P. Hubregtse, comm. pers., 2012). Les dispositions de la FRPA applicables à la conservation et à la gestion des espèces en péril sont conçues de manière à ne pas compromettre indûment l'approvisionnement en bois provenant des forêts de la Colombie-Britannique. En conséquence, pour l'ensemble des espèces en péril, l'impact de ces dispositions a été limité à 1 % du territoire de base contribuant à l'approvisionnement forestier à court terme en bois mûr calculé par district forestier (BC MWLAP, 2004). La stratégie prévoit également l'établissement d'aires d'hivernage pour les ongulés (Province of BC, 2002). Dans bien des cas, ces aires se trouvent dans des forêts mûres propices à la sous-espèce *laingi*.

La *Land Act* prévoit l'établissement de zones de gestion des forêts anciennes (*Old Growth Management Areas*, OGMA) à des fins de préservation de la biodiversité dans les peuplements anciens visés (Province of BC, 1996a). Bien que la création de telles zones ne vise pas nécessairement à protéger les territoires de nidification de la sous-

espèce *laingi*, la politique provinciale consiste à faire en sorte que ces zones contribuent à la conservation de l'habitat des espèces en péril dans la mesure du possible.

La *Park Act* confère une protection à la sous-espèce *laingi* dans les parcs provinciaux en interdisant à quiconque qui ne détient pas un permis valide d'utilisation de parcs de céder, de vendre, d'enlever, de détruire, d'endommager, de perturber ou d'exploiter une ressource naturelle, incluant la sous-espèce (Province of BC, 1996b).

Les plans d'utilisation des terres confèrent également une certaine protection juridique à la sous-espèce en créant des aires protégées ou en établissant un cadre de gestion pour la conservation de la sous-espèce. Ces plans peuvent énoncer une série d'objectifs relatifs à la gestion de la biodiversité et des espèces sauvages en sus des objectifs prévus par la politique gouvernementale en vigueur sur les impacts de l'exploitation forestière. Par exemple, le gouvernement provincial a protégé les sites de nidification de nombreux territoires de nidification connus de la sous-espèce *laingi* dans l'archipel Haida Gwaii en créant des réserves spatiales en vertu de l'arrêté énonçant les objectifs en matière d'utilisation des terres dans l'archipel Haida Gwaii (*Haida Gwaii Land Use Objectives Order*; Province of BC, 2007).

Un programme provincial de rétablissement a été élaboré pour la sous-espèce *laingi* (NGRT, 2008). L'élaboration de modèles de la qualité des habitats de nidification et d'alimentation pour les quatre régions canadiennes de conservation est au nombre des initiatives de rétablissement mises en place récemment par l'équipe de chargée du rétablissement de la sous-espèce (Mahon *et al.*, 2008; Smith et Sutherland, 2008; Mahon, 2009a, 2011; Doyle *et al.*, 2010). Des cartes révisées de la qualité de l'habitat couvrant la totalité de l'aire de répartition canadienne de la sous-espèce *laingi* ont été élaborées en 2012 (T. Mahon, comm. pers., 2012). Un modèle révisé permettant de prévoir combien de couples nicheurs chaque région de conservation pourrait supporter a également été élaboré (MFLNRO et MOE, 2013).

<u>États-Unis</u>

En Alaska, le U.S. Forest Service a désigné l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* « espèce vulnérable » (*Sensitive Species*) en 1994 (USDAFS, 1997), et l'Alaska Department of Fish and Game (ADFG) lui a accordé la cote « préoccupante » (*Species of Special Concern*) en 1998 (Iverson *et al.*, 1996; ADFG, 1998) en considération des menaces qui pèsent sur son habitat de nidification et d'alimentation. En 2011, l'ADFG a cessé de tenir une liste des espèces préoccupantes en Alaska parce que cette liste n'avait pas été révisée et mise à jour depuis 1998 (ADFG, 2012). L'ADFG gère maintenant à titre d'espèces désignées (*Featured Species*) les espèces de l'Alaska anciennement désignées préoccupantes dans son *Wildlife Action Plan*; ce plan énonce des objectifs de conservation mesurables et des stratégies pour la sous-espèce (ADFG, 2006).

Dans l'État de Washington, le Washington Department of Fish and Wildlife considère l'*A. g. atricapillus* comme la seule sous-espèce présente et l'a désigné à titre d'espèce candidate à une éventuelle désignation à titre d'espèce en péril dans l'État (Desimone et Hays, 2004; WDFW, 2012).

**Statuts et classements non juridiques**

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* est désignée « espèce en péril » aux échelles mondiale (G5T2), nationale (N2), tant au Canada qu'aux États-Unis, et infranationale (S2), tant en Colombie-Britannique qu'en Alaska (NatureServe, 2012). Aucune cote de situation générale ne lui a été attribuée au Canada (CESCC, 2011). En Colombie-Britannique, la sous-espèce figure sur la liste rouge de la province (candidate à une désignation à titre d'espèce en voie de disparition ou menacée en Colombie-Britannique) et est classée comme une espèce de priorité 1 (cote de priorité la plus élevée en matière de conservation) en vertu du cadre de conservation de la province (BC CDC, 2012b).

**Protection et propriété de l'habitat**

Selon une récente estimation, environ 35 % de l'habitat potentiellement propice à la nidification ou à l'alimentation de la sous-espèce *laingi* bénéficierait d'une certaine protection au Canada (tableau 4). Les parcelles d'habitat protégé se trouvent dans des parcs nationaux, des parcs provinciaux, des réserves écologiques, des aires protégées, des parcs régionaux, des aires de conservation de la nature, des aires de récréation forestière, des sites patrimoniaux, des zones d'habitat du grizzli de classe 1, des aires d'habitat faunique, des aires de gestion des forêts anciennes (protection juridique et non juridique), des réserves forestières, des aires de loisirs, des aires d'hivernage d'ongulés, des aires de gestion de la faune et d'autres aires désignées (*Wildlands, Biodiversity, Mining and Tourism Areas*, *Strategic Landscape Reserve Design Reserves* et *Land Use Objective Order Schedule 9*).

**Tableau 4. Superficie de l'habitat potentiellement propice à l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* bénéficiant d'une certaine protection au Canada[1].**

| Type d'habitat | Superficie totale (ha) | Superficie protégée (ha) | % de la superficie protégée |
|---|---|---|---|
| Alimentation | 4 732 679 | 1 644 533 | 35 % |
| Nidification | 1 908 199 | 694 930 | 36 % |

[1] Estimations des superficies potentielles de l'habitat d'alimentation ou de nidification propice à la sous-espèce *laingi* jugé de qualité « modérée » ou « élevée ». Source : MFLNRO (2012).

Dans le sud-est de l'Alaska, la stratégie de conservation du *Tongass Land and Resource Management Plan* est le principal mécanisme de protection de l'habitat de la sous-espèce *laingi* (USDAFS, 1997). L'application de ce plan est juridiquement contraignante pour le Forest Service (USFWS, 2007). Les dispositions de ce plan de même que la création d'aires protégées et d'aires de conservation et la mise en place

d'autres stratégies contribuent à assurer la protection d'une superficie d'habitat potentiellement propice à la sous-espèce *laingi* estimée à 1 418 314 ha, soit 55 % des quelque 2 587 993 ha de forêt productive dans le sud-est de l' Alaska (USFWS, 2007).

Au Canada, deux aires de nidification connues de la sous-espèce *laingi* sont actuellement protégées sur des terres fédérales comprises dans la réserve de parc national Gwaii Haanas, une près de Windy Bay, l'autre près de Sandy Creek. Ces deux aires de nidification se trouvent à environ 6 km l'une de l'autre et n'ont pas été occupées simultanément au cours de la même année (F. Doyle, comm. pers., 2012). D'autres territoires de nidification existent probablement dans d'autres secteurs de la réserve de parc national Gwaii Haanas et dans la réserve de parc national Pacific Rim, dans l'île de Vancouver, car ces deux réserves contiennent des parcelles d'habitat propice. Dans l'île de Vancouver, quatre des 26 aires de nidification répertoriées se trouvent dans des parcs provinciaux, et une dans une réserve écologique (E. McClaren, données inédites, 2011). Dans l'archipel Haida Gwaii, 11 aires de nidification sont protégées en vertu de l'arrêté énonçant les objectifs en matière d'utilisation des terres dans l'archipel (HGLUOO), tandis que deux se trouvent dans des aires d'habitat faunique et deux autres dans des aires de conservation de la nature, et une est l'objet de mesures de protection provisoires en vertu du HGLUOO (A. Cober, comm. pers., 2012). Aucune aire d'habitat faunique n'a encore été créée sur la côte Nord ou sur la côte Sud, mais des propositions ont été formulées à cet égard pour la côte Nord (R. Vennesland, comm. pers., 2013).

En Colombie-Britannique, deux initiatives de conservation visant à protéger d'autres parcelles d'habitat de nidification et d'alimentation sont en cours d'élaboration : la désignation de l'habitat essentiel (R. Vennesland, comm. pers., 2012), et la mise en place d'une approche de gestion écosystémique pour les zones côtières de la Colombie-Britannique (Horn *et al.*, 2009). Parcs Canada a entrepris d'élaborer un processus préliminaire de désignation de l'habitat essentiel en vue d'assurer la persistance de la sous-espèce *laingi* conformément aux exigences de la *Loi sur les espèces en péril* (R. Vennesland, comm. pers., 2012). Ce processus prévoit l'établissement de polygones d'habitat essentiel dans les quatre régions de conservation.

La mise en place de l'approche de gestion écosystémique permettra de jumeler spatialement des zones d'habitat de nidification et d'alimentation propice à des écosystèmes de forêts anciennes représentatifs (Horn *et al.*, 2009). Cette approche touchera une superficie d'environ 6 millions d'hectares dans les régions des côtes Centre et Nord de la Colombie-Britannique (souvent désignées *Great Bear Rainforest*). Son application, combinée à la mise en place du processus stratégique de désignation de réserves, pourrait ainsi contribuer à assurer la protection d'au moins 800 000 ha de forêts mûres et anciennes dans la province.

## REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS


### Remerciements

Les renseignements présentés dans ce rapport ont été amassés sur une période de plusieurs années durant des travaux de terrain, des études et des relevés réalisés par quelques biologistes dévoués et leur équipe de terrain. Parallèlement aux travaux réalisés par les sociétés forestières, les biologistes Erica McClaren (Ministry of Environment de la Colombie-Britannique), Frank Doyle (Wildlife Dynamics Consulting) et Todd Mahon (Wildfor Consultants Ltd.) ont été les principaux maîtres d'œuvre de la plupart des travaux d'inventaire et de recherche qui ont été menés à bien dans la région côtière de la Colombie-Britannique et ont grandement contribué aux opinions, informations et orientations énoncées dans le rapport.

Merci à Alvin Cober et à Berry Wijdeven (Ministry of Environment de la Colombie-Britannique) d'avoir veillé à ce que les particularités uniques de l'archipel Haida Gwaii et les données s'y rattachant soient incorporées dans le présent rapport. Des remerciements sont également adressés à Katrina Stipec (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique) et à Alain Filion (Secrétariat du COSEPAC), qui ont préparé les cartes de répartition et calculé les zones d'occurrence. Sont également remerciés Karen Timm (Secrétariat du COSEPAC), qui a fourni un soutien administratif, et John Deal (Western Forest Products), qui a gracieusement fourni les photos d'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* reproduites dans ce rapport. Enfin, R. Boles, A. Calvert, S. Chiblow, J. Deal, W. Easton, D. raser, V. Friesen, M. Gahbauer, D. Irwin, M. Leonard, P. Nantel, M.-F. Noel, D. Sleep et R. Vennesland ont formulé des commentaires fort utiles durant tout le processus d'examen des ébauches du rapport.

Les rapports antérieurs sur la situation de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* ont été rédigés par P. Duncan et D.A. Kirk (1995) et par J.M. Cooper et P.A. Chytyk (2000).


### Experts contactés

Chutter, Myke, Bird Specialist, Min. Forests, Lands and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique, Wildlife Management, Victoria (Colombie-Britannique).

Cober, Alvin, Ecosystem Biologist, Ecosystems Section, Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Queen Charlotte City (Colombie-Britannique).

Deal, John, Strategic Planning Biologist, Western Forest Products Ltd., Campbell River (Colombie-Britannique).

Donald, David, Ecosystem Biologist, Min. Forest, Lands and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique, Campbell River District, Campbell River (Colombie-Britannique).

Doyle, Frank, Biologiste-conseil, Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique).

Fillion, Alain, Chargé de projets scientifiques et SIG, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Fraser, Dave, Scientific Authority Assessment, Species and Ecosystems at Risk Section, Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Hubregtse, Pauline, FRPA Data Coordinator, Min. Forests, Lands and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique, Habitat Management, Victoria (Colombie-Britannique).

Kempe, Norm, Planning Forester. Min. Forest, Lands and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique, détroit de Georgie, Campbell River (Colombie-Britannique).

Lindsay, Dave, Biologiste. TimberWest Forest Ltd., Nanaimo (Colombie-Britannique).

Mahon, Todd, Biologiste-conseil, WildFor Consultants Ltd., Edmonton (Alberta).

McClaren, Erica, Conservation Specialist, Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Vancouver Island Regional Office, Black Creek (Colombie-Britannique).

McCracken, Jon, Coprésident du Sous-comité de spécialistes des oiseaux du COSEPAC, Ottawa (Ontario).

Pitre, Jason, Coordonnateur des conaissances traditionnelles autochtones, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Stipec, Katrina, Species at Risk Information Specialist, Conservation Data Centre, Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Talbot, Sandra, Généticienne chercheure, U.S. Geological Survey, Anchorage (Alaska).

Titus, Kimberly, Wildlife Scientist, Alaska Department of Fish and Game, Juneau (Alaska).

Vennesland, Ross, Species at Risk Recovery Specialist, Parcs Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).

Wijdeven, Berry, FIA Species at Risk Recovery Coordinator, Ecosystems Section, Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Queen Charlotte City (Colombie-Britannique).

## SOURCES D'INFORMATION

ADFG (Alaska Department of Fish and Game). 1998. State of Alaska species of special concern, ADFG Division of Wildlife Conservation.

ADFG (Alaska Department of Fish and Game). 2006. Our wealth maintained: a strategy for conserving Alaska's diverse wildlife and fish resources, Alaska Department of Fish and Game, Juneau, Alaska, 824 p.

ADFG (Alaska Department of Fish and Game). 2012. State of Alaska special status species - Species of Special Concern webpage, disponible à l'adresse : http://www.adfg.alaska.gov/index.cfm?adfg=specialstatus.akconcern/ (consulté le 21 janvier 2012; en anglais seulement).

Allombert, S., A.J. Gaston et J.L. Martin. 2005. A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations, *Biological Conservation* 126:1-13.

AOU (American Ornithologists' Union). 1983. Checklist of North American birds, 6e éd. Allen Press, Lawrence, Kansas.

Bayard de Volo, S. 2008. Genetic studies of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*): genetic tagging and individual identification from feathers, and determining phylogeography, gene flow and population history for goshawks in North America, Thèse de doctorat, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, 133 p.

BC CDC (Centre for Disease Control de la Colombie-Britannique). 2012a. West Nile virus (WNV) webpage, disponible à l'adresse : http://www.bccdc.ca/dis-cond/a-z/_w/WestNileVirus/default.htm/ (consulté le 20 janvier 2012; en anglais seulement).

BC CDC (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique). 2012b. BC Species and Ecosystems Explorer [application Web], Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/ (consulté le 22 janvier 2012; en anglais seulement).

BC MOE (Ministry of Environment de la Colombie-Britannique). 2004. Identified wildlife management strategy – procedures for managing identified wildlife – version 2004, 52 p., disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/wld/frpa/iwms/ (consulté le 21 janvier 2012; en anglais seulement).

BC MOE (Ministry of Environment de la Colombie-Britannique). 2012. Species at Risk notices FPPR section 7 and WLPPR section 9 webpage, disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/wld/frpa/notices/sar.html/ (consulté le 21 janvier 2012; en anglais seulement).

BC MWLAP (Ministry of Water, Land and Air Protection de la Colombie-Britannique). 2004. Procedures for managing identified wildlife - version 2004, Min. Water, Land and Air Protection de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/wld/frpa/iwms/procedures.html (en anglais seulement).

Beebe, F.L. 1974. Field studies of the Falconiformes of British Columbia, B.C. Provincial Museum, Victoria (Colombie-Britannique), Occasional Paper No. 17.

Beebe, F. L. 1976. Hawks, falcons and falconry, Hancock House Publishers Ltd., Surrey (Colombie-Britannique), 320 p.

Beier, P., et J.E Drennan. 1997. Forest structure and prey abundance in foraging areas of Northern Goshawks, *Ecological Applications* 7:564-571.

Bloxton, T.D., Jr. 2002. Prey abundance, space use, demography, and foraging habitat of Northern Goshawks in Western Washington, mémoire de maîtrise, Univ. Washington, Seattle (Washington).

Boyce, D.A., P.L. Kennedy, P. Beier, M.F. Ingraldi, S.R. MacVean, M.S. Siders, J.R. Squires et B. Woodbridge. 2005. When are goshawks not there? Is a single visit enough to infer absence at occupied nest areas?, *Journal of Raptor Research* 39:296-302.

Broberg, L.E. 1997. Final population viability analysis of the Queen Charlotte Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) in southeastern Alaska, rapport inédit, Environ. Studies Program, Univ., Missoula (Montana).

Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser et M.C.E. McNall. 1990. The birds of British Columbia. Vol. II: nonpasserines. Diurnal birds of prey through woodpeckers, Royal British Columbia Museum, Victoria (Colombie-Britannique) et Service canadien de la faune, Delta (Colombie-Britannique), 636 p.

CHN (Conseil de la nation Haïda). 2005. Haida land use vision. Haida Gwaii Yah'Guudang (respecting Haida Gwaii), Masset (Colombie-Britannique), 19 p., disponible à l'adresse : http://www.haidanation.ca/ (en anglais seulement).

Chutter, M., comm. pers.. 2012. Correspondance par courriel adressée à P. Chytyk, août 2012, spécialiste des oiseaux. Min. Forests, Lands and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique, Wildlife Management, Victoria (Colombie-Britannique).

Chytyk, P., et K. Dhanwant. 1999. 1998 Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory of the Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii – final report, Min. Environ., Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Wildlife Branch, Smithers (Colombie-Britannique), 41 p.

CITES (Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvage menacées d'extinction). 2012. Page d'accueil de la CITES, disponible à l'adresse : http://www.cites.org/ (consulté le 21 janvier 2012).

Cober, A., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel et téléphone adressée à P. Chytyk, avril 2011 à février 2012, Ecosystem Biologist, Ecosystems Section, Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Queen Charlotte City (Colombie-Britannique).

Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (CCCEP). 2011. Espèces sauvages 2010 : La situation générale des espèces au Canada, Groupe de travail national sur la situation générale, 323 p, disponible à l'adresse : http://wildspecies.ca/home.cfm?lang=f.

Cooper, J.M. et V. Stevens. 2000. A review of the ecology, management and conservation of the Northern Goshawk in British Columbia, Min. Environ., Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), Wildllife Bulletin B-101.

COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril). 2000. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada – Mise à jour, Ottawa, Ontario, v + 41 p, disponible à l'adresse : http://www.sararegistry.gc.ca/document/default_f.cfm?documentID=751/.

Crocker-Bedford, D.C. 1990. Status of the Queen Charlotte Goshawk, rapport inédit préparé pour le U.S. Dept. Agric., For. Serv., Alaska Reg.

Crocker-Bedford, D.C. 1994. Conservation of the Queen Charlotte Goshawk in southeast Alaska. Rapport soumis à Alaska Reg. of the U.S. For. Serv., 40 p.

Daust, D., L. Kremsater, C. Apps, K. Brunt, A. Burger, F. Doyle, K. Dunsworth, L. Dupuis, P. Friele, G. MacHutchon, T. Mahon, E. McClaren, V. Michelfelder, B. Pollard, D. Seip, J.D. Steventon et L. Waterhouse. 2010. Focal species risk thresholds for BC's north and central coast, rapport soumis au Joint Coastal Land and Resource Forum Technical Liaison Committee, Min. Forests, Lands and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique, Integrated Land Management Bureau, Nanaimo (Colombie-Britannique), 104 p.

Deal, J., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à J. McCracken, janvier 2013, Strategic Planning Biologist, Western Forest Products Ltd., Campbell River (Colombie-Britannique).

Desimone, S.M., et D.W. Hays. 2004. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*), p. 6-1 à 6-16, *in* E. Larsen, J.M. Azerrad et N. Nordstrom (éd.), Management recommendations for Washington's priority species, Vol. IV. Birds, Washington Dep. Fish and Wildlife, Olympia (Washington).

Doyle, F.I., comm. pers. 2011. Correspondance par courriel et téléphone adressée à P. Chytyk, avril 2011 à janvier 2012, biologiste-conseil, Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique).

Doyle, F.I. 2004. Blue Grouse habitat on Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands, rapport inédit préparé par Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique) pour l'Habitat Conservation Trust Fund, 22 p.

Doyle, F.I. 2005. Breeding success of the goshawk (*A. g. laingi*) on Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands 2005: is the population en cours to decline? Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique).

Doyle, F.I. 2006a. Blue Grouse breeding habitat on Haida Gwaii, rapport inédit préparé par Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique) pour la société Cascadia Forest Products Ltd., 24 p.

Doyle, F.I. 2006b. When do naturally regenerating and pre-commercially thinned second-growth forests attain attributes that will support Northern Goshawk (*laingi* subspecies) and Marbled Murrelets on Haida Gwaii? Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique).

Doyle, F.I. 2008a. Breeding success of the goshawk (*A. g. laingi*) on Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands 2007, rapport inédit préparé par Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique), pour la société Western Forest Products Inc., Nanaimo (Colombie-Britannique), 10 p.

Doyle, F.I. 2008b. Goshawk nest monitoring in the Cranberry and Kispiox Watersheds 2008, Cranberry/Kispiox FIA Steering Committee, 19 p.

Doyle, F.I. 2009. Goshawk (*A. g. laingi*) population status on Haida Gwaii 2008. Rapport inédit préparé pour la Gwaii Forest Society et Western Forest Products Inc., 14 p.

Doyle, F.I. 2012. Haida Gwaii Goshawk (*A. g. laingi*). 2011. Rapport inédit (ébauche) préparé par Wildlife Dynamics Consulting, Telkwa (Colombie-Britannique) pour l'Agence Parcs Canada, Vancouver (Colombie-Britannique), 8 p.

Doyle, F.I., et R.F. Holt. 2005. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*), p. 2.5-1 à 2.5-8, *in* R.F. Holt, (éd.)., Environmental conditions report for the Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands Land Use Plan, Veridian Ecol. Consulting Inc., Nelson (Colombie-Britannique).

Doyle, F.I., E. McClaren et L. Waterhouse. 2010. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) habitat suitability model verification on Haida Gwaii, Min. Environ de la Colombie-Britannique, 27 p.

Doyle, F.I., et J.M.N. Smith. 1994. Population responses of Northern Goshawks to the 10-yr cycle in numbers of snowshoe hares, *Studies in Avian Biology* 16:122–129.

Dunn, J.D., et J. Alderfer (éd.) 2008. National Geographic Field Guide to the Birds of North America, 5$^{e}$ éd., National Geographic Society, Washington, DC, 503 p.

Englestoft, C., et L. Bland. 2002. Restoration priorities associated with introduced species impacts on Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands: perspectives and strategies, Alula Biological Consulting, Saanichton (Colombie-Britannique).

Environnement Canada. 2012. Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*, page Web sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*, Environnement Canada, Liste des espèces CITES, disponible à l'adresse : http://ec.gc.ca/cites/listedesespeces-specieslist/index.cfm?lang=Fr#searchTools (consulté le 21 jamvier 2012).

Ethier, T.J. 1999. Breeding habitat of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis laingi*) on Vancouver Island: a hierarchical approach, mémoire de maîtrise ès sciences, Univ. Victoria, Victoria (Colombie-Britannique).

Finn, S.P., D.E. Varland et J.M. Marzluff. 2002. Does Northern Goshawk breeding occupancy vary with nest-stand characteristics on the Olympic Peninsula, Washington? *Journal of Raptor Research* 36:265–277.

Flatten, C., R. Lowell, K. Titus et G.W. Pendleton. 1998. Phenotypic and morphometric description of the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) in southeast Alaska (résumé), *in* Raptor Research Foundation, tencontre annuelle de 1998 de la Raptor Research Foundation, Ogden (Utah).

Flatten, C.J., et E.L. McClaren. 2003. Size and color variation of Northern Goshawks from southeast Alaska and Vancouver Island (résumé), *in* Raptor Research Foundation 2003 annual meeting - Northern Goshawk Symposium, Anchorage (Alaska).

Flatten, C., K. Titus et S. Lewis. 2002. Technical assistance, analysis and dissemination of results from an interagency Northern Goshawk study on the Tongass National Forest, Alaska Department of Fish and Game.

Flatten, C., K. Titus et R. Lowell. 2001. Northern Goshawk monitoring, population ecology and diet on the Tongass National Forest, Alaska Dep. Fish and Game, Juneau, Alaska, Alaska Department of Fish and Game, Final research performance report, Endangered Species Conservation Fund Grant SE-4-2-6:33, Studies 2-6. Juneau, Alaska, 32 p.

FOPRCFL (Forest Operations of Powell River Community Forests Ltd.). 2008. Powell River Community Forest Forest Stewardship Plan – June 2008, district forestier de la Sunshine, Forest Operations of Powell River Community Forests Ltd., Powell River (Colombie-Britannique), 28 p., disponible à l'adresse : www.communityforest.ca/.../AVCF%20FSP%20Supporting%20Document.pdf/ (en anglais seulement).

Gouvernement du Canada. 2012. Registre public des espèces en péril, page d'accueil, disponible à l'adresse : http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/ (consulté le 21 janvier 2012).

Green, R.N., et K. Klinka. 1994. A field guide to site identification and interpretation for the Vancouver Forest Region, Min. For. de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), Land Management Handbook No. 28.

Gust, J.R., S.L. Talbot, G.K. Sage, S.A. Sonsthagen, T. Swem, D. Doyle, F. Doyle, P. Schempf, C. Flatten et K. Titus. 2003. Genetic analysis of goshawks (*Accipiter gentilis*) of Alaska and British Columbia (résumé), *in* Raptor Research Foundation 2003 annual meeting - general session, Raptor Research Foundation, Anchorage (Alaska).

Guujaaw, comm. pers. 1998. Conversation personnelle avec P. Chytyk, été 1998, chef spirituel, clan Raven de la Nation Haïda, Skidigate (Colombie-Britannique).

Hamann, A., T. Wang, S.N. Aitken et A. Yanchuk. 2006. Potential effects of climate change on ecosystems, tree species distributions, gene conservation, and genetic resource management in British Columbia, *Ecology* 87:2773–2786.

Holt, R.F. 2004. Environmental conditions report for the Haida Gwaii/Queen Charlotte Islands Land Use Plan, rapport inédit préparé par Veridian Ecological Consulting Ltd., Nelson (Colombie-Britannique).

Horn, H.L., P. Arcese, K. Brunt, A.E. Burger, H. Davis, F. Doyle, K. Dunsworth, P. Friele, S. Gordon, A.N. Hamilton, S.L. Hazlitt, S. Leigh-Spencer, G. MacHutchon, T. Mahon, E. McClaren, V. Michelfelder, B. Pollard, S. Taylor et F.L. Waterhouse. 2009. Part 1: assessment of co-location outcomes and implications for focal species management under EBM, Report 1 of the EBM Working Group Focal Species Project. Integrated Land Management Bureau, Nanaimo (Colombie-Britannique). 127 p.

Hubregtse, P., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel visant à fournir des données du gouvernement à P. Chytyk, FRPA Data Coordinator, Min. Forests, Lands and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique, Habitat Management, Victoria (Colombie-Britannique).

Hunt, W.G. 1998. Raptor floaters at Moffat's equilibrium, *Oikos* 82:191-197.

Iverson, G.C., G.D. Hayward, K. Titus, E. DeGayner, R.E. Lowell, D.C. Crocker-Bedford, P.F. Schempf et J. Lindell. 1996. Conservation assessment for the Northern Goshawk in southeast Alaska, U.S. Dep. Agric. For. Serv. Publ. PNW-GTR-387.

Jewett, S.A., W.A. Taylor, W.T. Shaw et J.W. Aldrich. 1953. Birds of Washington State, Univ. Washington Press, Seattle, Washington, 767 p.

Johnsgard, P.A. 1990. Hawks, eagles, and falcons of North America: Biology and natural history, Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Johnson, D.R. 1989. Body size of Northern Goshawks on coastal islands of British Columbia, *Wilson Bulletin* 101:637–639.

Keane, J.J., M.L. Morrison et D.M. Fry. 2006. Prey and weather factors associated with temporal variation in Northern Goshawk reproduction in the Sierra Nevada California, *Studies in Avian Biology* 31:85–99.

Kennedy, P.L., J.M. Ward, G.A. Rinker et J.A. Gessamen. 1994. Post-fledging areas in Northern Goshawk home ranges, *Studies in Avian Biology* 16:75–82.

Kenward, R.E. 2006. The Goshawk, T. and A.D. Poyser and Buteo Books, London and Shipman, Virginie, 360 p.

Kenward, R.E., V. Marccstrom et M. Karlbom. 1981. Goshawk winter ecology in Swedish pheasant habitats, *Journal of Wildlife Management* 45:397-408.

Kostrzewa, A. et R. Kostrzewa. 1990. The relationship of spring and summer weather with density and breeding performance of the buzzard *Buteo buteo*, goshawk *Accipter gentilis*, and kestrel *Falco tinnunculus*, *Ibis* 132:550–559.

Krüger, O. 2007. Long-term demographic analysis in goshawk *Accipiter gentilis*: the role of density dependence and stochasticity, *Oecologia* 152:459-471.

Laskeek Bay Conservation Society. 1996. Newsletter no. 3, Queen Charlotte City (Colombie-Britannique), 12 p.

Lewis, S.B. 2005. Analysis of Queen Charlotte Goshawk radio-telemetry and nest site data, Federal Aid Interim Performance Report, Alaska Dept. of Fish and Game.

Lewis, S.B., et C.J. Flatten. 2004. Analysis of Queen Charlotte Goshawk radiotelemtry and prey-habitat data in conjunction with the USDA Forest Service Alaska Department of Fish and Game.

Lewis, S.B., M.R. Fuller et K. Titus. 2004. A comparison of 3 methods for assessing raptor diet during the breeding season, *Wildlife Society Bulletin* 32:373-385.

Lewis, S.B., K. Titus et C. Flatten. 2003. Nesting area preferences of Northern Goshawks in southeast Alaska Raptor Research Foundation 2003 annual meeting, Northern Goshawk symposium (résumé), Anchorage, Alaska.

Lewis, S.B., K. Titus et M.R. Fuller. 2006. Northern Goshawk diet during the nesting season in southeast Alaska, *Journal of Wildlife Management* 70:1151–1160.

Lindsay, D., K. Lindsay et L. Menzies. 2004. Northern Goshawk nesting inventory 2004, TimberWest Ltd., Duncan (Colombie-Britannique).

Mahon, T., comm. pers. 2011. Conversations personelles et correspondance par courriel adressée à P. Chytyk, avril 2011 à février 2012, biologiste-conseil, WildFor Consultants Ltd., Edmonton (Alberta).

Mahon, T. 2005. A synopsis of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) habitat mapping projects in coastal British Columbia, rapport inédit préparé pour l'équipe chargée du rétablissement de l'Autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*) en Colombie-Britannnique, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Mahon, T. 2009a. Field assessment of the coastal Northern Goshawk habitat model - central coast, rapport inédit préparé par WildFor Consultants Ltd., Edmonton (Alberta) pour le Habitat Recovery Implementation Group de l'équipe chargée du rétablissement de l'Autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*) en Colombie-Britannnique, 39 p.

Mahon, T. 2009b. Northern Goshawks in west-central British Columbia – 10-year project summary, rapport inédit préparé pour le Bulkley Valley Centre for Natural Resources Research and Management, 18 p.

Mahon, T. 2011. Accuracy assessment of the coastal Northern Goshawk habitat model – Vancouver Island (ébauche), rapport inédit préparé par WildFor Consultants Ltd., Edmonton (Alberta), pour le Habitat Recovery Implementation Group de l'équipe chargée du rétablissement de l'Autour des palombes (*Accipiter gentilis laingi*) en Colombie-Britannnique, 41 p.

Mahon, T., et F.I. Doyle. 2003. Northern Goshawks in the Morice and Lakes Forest Districts (5-year project summary), rapport inédit préparé par WildFor Consultants Ltd., Telkwa (Colombie-Britannique), en vue du Morice and Lakes Innovative Forest Practices Agreement, Smithers (Colombie-Britannique), Project IFPA no. 431.02, 54 p.

Mahon, T., et F.I. Doyle. 2005. Effects of timber harvesting near nest sites on the reproductive success of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*), *Journal of Raptor Research* 39:335-341.

Mahon, T., E.L. McClaren et F.I. Doyle. 2008. Parameterization of the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) habitat model for coastal British Columbia. Nesting and foraging habitat suitability models and territory analysis model, 49 p.

Manning, E.T., P. Chytyk et J.M. Cooper. 2005. 2004 Northern Goshawk monitoring of Canfor TFL 37, Woss, BC., rapport inédit préparé par Manning, Cooper and Associates, Victoria (Colombie-Britannique), pour la société Canadian Forest Products Ltd., Englewood Div., Woss (Colombie-Britannique), 34 p.

Manning, E.T., P. Chytyk et J.M. Cooper. 2006. 2005 Northern Goshawk monitoring of Canfor TFL 37, Woss, BC., rapport inédit préparé par Manning, Cooper and Associates, Victoria (Colombie-Britannique), pour la société Canadian Forest Products Ltd., Englewood Div., Woss (Colombie-Britannique), 38 p.

Manning, E.T., P. Chytyk et J.M. Cooper. 2007. Queen Charlotte Goshawk monitoring and adaptive management in TFL 37, Woss, BC., rapport inédit préparé par Manning, Cooper and Associates, Victoria (Colombie-Britannique), pour la société Canadian Forest Products Ltd., Englewood Div., Woss (Colombie-Britannique), 50 p.

Manning, E.T., P. Chytyk et J.M. Cooper. 2008a. Queen Charlotte Goshawk monitoring in British Columbia Timber Sales TSA 37, Campbell River, BC., rapport inédit préparé par Manning, Cooper and Associates, Victoria (Colombie-Britannique), pour la société British Columbia Timber Sales, Campbell River (Colombie-Britannique), 24 p.

Manning, E.T., P. Chytyk et J.M. Cooper. 2008b. Queen Charlotte Goshawk monitoring in Western Forest Products TFL 19, Gold River, BC and two provincial parks, rapport inédit préparé par Manning, Cooper and Associates, Victoria (Colombie-Britannique), pour la société Western Forest Products, Gold River (Colombie-Britannique), 27 p.

Manning, E.T., P. Chytyk et J.M. Cooper. 2008c. Queen Charlotte Goshawk monitoring in Western Forest Products TFL 37, Woss, BC. Rapport inédit préparé par Manning, Cooper and Associates, Victoria (Colombie-Britannique), pour la société Western Forest Products, Englewood Div., Woss (Colombie-Britannique), 34 p.

Manning, E.T., J.M. Cooper et J.A. Deal. 2003. Queen Charlotte Goshawk adaptive management strategy TFL 37. Rapport inédit préparé par Manning, Cooper and Associates, Victoria (Colombie-Britannique), pour la société Canfor Products Ltd., Woss (Colombie-Britannique).

Martin, J.L., M. Joron et A.J. Gaston. 2001. The squirrel connection: influence of squirrels as songbird nest predators in Laskeek Bay, Laskeek Bay Research No. 10., Queen Charlotte City (Colombie-Britannique), p. 43–60.

McClaren, E.L., comm. pers. 2004. Conversations personelles et correspondance par courriel adressée à P. Chytyk, 2004-2011, Ecosystem Biologist, Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Vancouver Island Regional Office, Black Creek (Colombie-Britannique).

McClaren, E.L., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à J. McCracken, février 2013, Ecosystem Biologist, Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Vancouver Island Regional Office, Black Creek (Colombie-Britannique).

McClaren, E.L. 2004. Queen Charlotte Goshawk species account in: Identified wildlife management strategy: accounts and measure for managing identified wildlife, version 2004, Min. Water, Air and Land Protection de la Colombie-Britannique, Biodiversity Branch, Victoria (Colombie-Britannique).

McClaren, E. L. 2005. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory summary for Vancouver Island, British Columbia (1994-2002), Wildlife Bulletin No. B-117, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

McClaren, E.L., F.I. Doyle et T. Mahon. 2009. Northern Goshawk *(Accipiter gentilis laingi*), *in* Horn, H.L. (éd.), Part 3: Knowledge base for focal species and their habitats in coastal British Columbia, Rapport 3 du EBM Working Group Focal Species Project, Integrated Land Management Bureau de la Colombie-Britannique, Nanaimo (Colombie-Britannique).

McClaren, E.L., P.L. Kennedy et D.D. Doyle. 2005. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) post-fledging areas on Vancouver Island, British Columbia, *Journal of Raptor Research* 39:253–263.

McClaren, E.L., et C.L. Pendergast. 2003. Relationship between forest age class distribution around Northern Goshawk nests and occupancy and nest productivity patterns at three spatial scales, Min. Water, Land and Air Protection de la Colombie-Britannique, Nanaimo (Colombie-Britannique), 8 p.

McGowan, J.D. 1975. Distribution, density and productivity of goshawks in interior Alaska, Alaska. Fed. Aid Wildl. Restor. Proj. Rep. W-17-4, W17-5, W-17-6, Job 10.6A, Alaska Dep. Fish and Game, Juneau (Alaska).

MFLNRO et MOE (Ministry of Forests, Lands, and Natural Resources Operations et Ministry of Environment). 2012. Coast Wide NOGO Update: October 2012, présentation PowerPoint inédite à l'équipe chargée du rétablissement de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*, 12 octobre 2012, préparée par David Donald d'après des analyses effectuées par John Sunde.

MFLNRO et MOE (Ministry of Forests, Lands, and Natural Resources Operations et Ministry of Environment). 2013. Management plan for the Northern Goshawk, *laingi* subspecies (*Accipiter gentilis laingi*) in British Columbia, Min. of Forests, Lands, and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique et Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 30 p.

Morigeau, G., comm. pers. 1995. Conversation personnelle avec P. Chytyk, mai 1995, biologiste-conseil, Port Clements (Colombie-Britannique).

NatureServe. 2012. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [application Web], Version 7.1, NatureServe, Arlington (Virginie), disponible à l'adresse : http://www.natureserve.org/explorer/ (consulté le 22 janvier 2012; en anglais seulement).

NGRT (Northern Goshawk *Accipiter gentilis laingi* Recovery Team). 2008. Recovery strategy for the Northern Goshawk, *laingi* subspecies (*Accipiter gentilis laingi*) in British Columbia, préparé pour le Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 56 p.

Paragi, T.G., et G.M. Wholecheese. 1994. Marten, *Martes americana*, predation on a Northern Goshawk, *Accipiter gentilis*, *Canadian Field-Naturalist* 108:81-82.

Province of BC (Province de la Colombie-Britannique). 1996a. *Land Act* [RSBC 1996] c. 245, Imprimeur de la Reine pour la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://www.bclaws.ca/default.html/ (en anglais seulement).

Province of BC (Province de la Colombie-Britannique). 1996b. *Park Act* [RSBC 1996] c. 344, Imprimeur de la Reine pour la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://www.bclaws.ca/default.html/ (en anglais seulement).

Province of BC (Province de la Colombie-Britannique). 1996c. *Wildlife Act* [RSBC 1996] c. 488, Imprimeur de la Reine pour la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://www.bclaws.ca/default.html/ (en anglais seulement).

Province of BC (Province de la Colombie-Britannique). 2002. *Forest and Range Practices Act* [RSBC 2002] c. 69, Imprimeur de la Reine pour la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://www.bclaws.ca/default.html/ (en anglais seulement).

Province of BC (Province de la Colombie-Britannique). 2007. Haida Gwaii strategic land use agreement, Victoria (Colombie-Britannique, 25 p, disponible à l'adresse : http://ilmbwww.gov.bc.ca/slrp/lrmp/nanaimo/haidagwaii/index.html/ (en anglais seulement).

Province of BC (Province de la Colombie-Britannique). 2009. Central and north coast Land Use Orders, Min. Forests, Lands and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique, Nanaimo (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://ilmbwww.gov.bc.ca/slrp/lrmp/nanaimo/cencoast/plan/objectives/index.html (en anglais seulement).

Quayle, J., T. Ethier et D. Doyle. 1995. 1995/96 inventory report: the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) in British Columbia, Min. Environ., Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Wildlife Branch, Victoria (Colombie-Britannique), 18 p.

Redig, P.T., M.R. Fuller et D.L. Evans. 1980. Prevalence of *Aspergillus fumigatus* in free-living goshawks, *J. Wildl. Dis.* 16:169-174.

Reynolds, R.T., R.T. Graham, M.H. Reiser, R.L. Bassett, P.L. Kennedy, D.A. Boyce Jr., G. Goodwind, R. Smith et E.L. Fisher. 1992. Management recommendations for the Northern Goshawk in the southwestern United States, U.S. Dep. Agric. For. Serv., Fort Collins, Colorado, Gen. Tech. Rep. RM-217, 90 p.

Reynolds, R.T., et E.C. Meslow. 1984. Partitioning of food and niche characteristics of coexisting *Accipiter* during breeding, *Auk* 101:761–779.

Roberts, A.-M. 1997. Food habits of Northern Goshawks in the Queen Charlotte Islands and in the Kispiox Forest District 1996, rapport inédit préparé pour le Min. Environ., Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Smithers (Colombie-Britannique), 13 p.

Robus, M., comm. pers. 2006. Lettre en lien avec le processus de consultation publique sur la réévaluation du statut de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*, 13 février 2006.

Rohner, C., et F.I. Doyle. 1992. Food-stressed Great Horned Owl kills adult goshawk: exceptional observation or community process?, *Journal of Raptor Research* 26:261–263.

Smith, J.R. 2012. Northern Goshawk habitat and territory modeling results, sorties de modèle inédites préparées pour le Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Smith J., et G. Sutherland. 2008. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) habitat and territory models / modelling methodology and implementation and scenario results for coastal British Columbia, rapport inédit préparé par Cortex Consultants Ltd., Victoria (Colombie-Britannique), pour le Northern Goshawk Habitat Recovery Implementation Group et le Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Nanaimo (Colombie-Britannique), 66 p., disponible à l'adresse : http://www.for.gov.bc.ca/hfd/library/FIA/2006/LBIPI_6443004a.pdf/ (en anglais seulement).

Smith, J., G. Sutherland et D. O'Brien. 2007. Northern Goshawk habitat and territory models. Modelling methodology and implementation and scenario results for Coastal British Columbia (excluding Vancouver Island), ébauche finale, rapport inédit préparé pour le Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Sonsthagen, S.A., E.L. McClaren, F.I. Doyle, K. Titus, G.K. Sage, R.E. Wilson, J.R. Gust et S. Talbot. 2012. Identification of metapopulation dynamics among Northern Goshawks of the Alexander Archipelago, Alaska, and coastal British Columbia, Conservation Genetics DOI 10.1007/s10592-012-0352-z, disponible à l'adresse : http://www.springerlink.com/content/378470502u2v08q2/?MUD=MP (en anglais seulement).

Squires, J.R., et R.T. Reynolds. 1997. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*), *in* A. Poole et F. Gill (éd.), Birds of North America, No. 298, The Academy of Natural Sciences, Philadelphia (Pennsylvanie) et Am. Ornithologists' Union, Washington, DC, 32 p.

Squires, J.R., et L.F. Ruggiero. 1995. Winter movements of adult Northern Goshawks that nested in southcentral Wyoming, *Journal of Wildlife Management* 60:170–177.

Steventon, J.D. 2012. A heuristic population viability analysis for the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) of coastal British Columbia, rapport inédit préparé par le Min. Forests, Lands and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique pour le Northern Goshawk *Accipiter gentilis laingi* Population Recovery Implementation Group, 24 p.

Talbot, S.L., comm. pers. 2011. Conversation téléphonique et correspondance par courriel adressée à P. Chytyk, mars à novembre 2011, généticien chercheur, U.S. Geological Survey, Anchorage (Alaska).

Talbot, S.L. 2006. Genetic characteristics of goshawks in northwest North America: testing subspecies and Pleistocene refugium hypotheses, résumé, 4th N. Am. Ornithological Conference, Veracruz, MEXIQUE.

Talbot, S.L., J.R. Gust, G.K. Sage et S.A. Sonsthagen. 2005. Preliminary investigations of genetic relationships among goshawks of Alaska and British Columbia, U.S. Geol. Survey, Anchorage (Alaska), 7 p.

Talbot, S.L., S.A. Sonsthagen et G.K. Sage. 2011. Genetic relationships among goshawks of British Columbia and Alaska, rapport inédit, U.S. Geol. Survey, Anchorage (Alaska), 23 p.

Taverner, P.A. 1940. Variation in the American Goshawk, *Condor* 42:157–160.

Titus, K., C.J. Flatten et R.E. Lowell. 1994. Northern Goshawk ecology and habitat relationships on the Tongass National Forest (goshawk nest sites, food habits, morphology, home range and habitat data), First annual progress report, Contract 43-0109-3-0272, U.S. Dep. Agric. For. Serv., Alaska Dep. Fish and Game, Juneau (Alaska).

Titus, K., C. Flatten, G.W. Pendleton, R. Lowell et S. Lewis. 2002. Northern Goshawk survival rates - Tongass National Forest, Alaska (présentation par affiches), 3rd North American Ornithological Conference, Nouvelle-Orléans (Louisiane).

Titus, K., S. Lewis, W. Smith, R. Fairbanks, R. Lowell, M. Goldstein, G. Pendleton, G. Fisher et M. Cady. 2006. Northern Goshawks on the Tongass National Forest – summary of study findings related to forest management. Présentation inédite faisant le point sur les informations amassées depuis 1997 préparée par le USDA Forest Service, Tongass National Forest Conservation Strategy Review, disponible à l'adresse : http://tongass-constratreview.net/Documents/Present7-Goshawk-LocalNewInfo.pdf/ (en anglais seulement).

USDAFS (U.S. Department of Agriculture Forest Service). 1997. Tongass National Forest Land and Resource Management Plan, Alaska Region, R10-MB 338, mai 1997.

USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 2007a. Proposed rules - endangered and threatened wildlife and plants; response to Court on significant portion of the range, and evaluation of distinct population segments, for the Queen Charlotte Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*), U.S. Fish and Wildlife Service, Department of the Interior, 50 CFR Part 17., U.S. Federal Register, Vol. 72, No. 216:63123, disponible à l'adresse : http://alaska.fws.gov/fisheries/endangered/pdf/goshawk_fed_register.pdf/ (en anglais seulement).

USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 2007b. Queen Charlotte Goshawk status review, USFWS, Alaska Region, Juneau Fish and Wildlife Field Office, Juneau (Alaska), 173 p.

USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 2009. Proposed rules - endangered and threatened wildlife and plants; listing the British Columbia distinct population segment of the Queen Charlotte Goshawk under the Endangered Species Act. U.S. Fish and Wildlife Service, Department of the Interior, 50 CFR Part 17 [RIN 1018-AW32]. U.S. Federal Register, Vol. 74, No. 211:56757, disponible à l'adresse : http://www.gpo.gov/fdsys/search/citation.result.FR.action?federalRegister.volume=2009&federalRegister.page=56757&publication=FR/ (en anglais seulement).

USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 2012. Final rule for Queen Charlotte Goshawk listing in Canada, Virtual News Room website, Office of External Affairs, USFWS, disponible à l'adresse : http://us.vocuspr.com/Newsroom/Query.aspx?SiteName=fws&Entity=PRAsset&SF_PRAsset_PRAssetID_EQ=130673&XSL=PressRelease&Cache= (en anglais seulement).

Vennesland, R., comm. pers. 2011. Conversations téléphoniques et correspondance par courriel adressée à P. Chytyk, avril 2011 à janvier 2012, Species Conservation Specialist, Parcs Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).

WDFW (Washington Department of Fish and Wildlife). 2012. Washington State Species of Concern Lists (page Web), disponible à l'adresse http://wdfw.wa.gov/conservation/endangered/lists/search.php?searchby=StateStatus&search=SC&orderby=AnimalType,%20CommonName/ (en anglais seulement).

Widen, P. 1985. Breeding and movements of goshawks in boreal forests in Sweden, *Holarctic Ecology* 8: 273-279.

Wiens, J.D. 2004. Post-fledging survival and natal dispersal of Northern Goshawks in Arizona, mémoire de maîtrise ès sciences, Colorado State Univ., Fort Collins, Colorado, 114 p.

Wiens, J.D., B.R. Noon et R.T. Reynolds. 2006. Post-fledging survival of Northern Goshawks: the importance of prey abundance, weather, and dispersal, *Ecological Applications* 16:406–418.

Wijdeven, Berry, comm. pers. 2012. Commentaires formulés dans le cadre de l'examen du rapport communiqués à P. Chytyk, FIA Species at Risk Recovery Coordinator, Ecosystems Section, Min. Environ. de la Colombie-Britannique, Queen Charlotte City (Colombie-Britannique).

Wunschmann, A., J. Shivers, J. Bender, L. Carroll, S. Fuller, M. Saggese, A. van Wettere et P. Redig. 2005. Pathologic and immunohistochemical findings in goshawks (*Accipiter gentilis*) and great horned owls (*Bubo virginianus*) naturally infected with West Nile virus, *Avian Diseases* 49:252-259.

## SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Paul Chytyk a œuvré pendant plus de vingt ans à titre de consultant en matière de faune en Colombie-Britannique, en Alberta et en Saskatchewan. Il possède et exploite la société YUNI Environmental Consulting, à Victoria (Colombie-Britannique), et chaque année depuis quinze ans, il assure la coordination d'inventaires faunistiques et d'évaluations environnementales à l'échelle de la province. Paul Chytyk a participé à l'élaboration et à la mise en œuvre de nombreuses politiques, stratégies et initiatives juridiques du Ministère de l'Environnement (*Ministry of Environment*) de la Colombie-Britannique visant des espèces rares et en voie de disparition. Il participe également depuis 1995 aux travaux d'inventaire et de surveillance ciblant l'autour des Palombes de la sous-espèce *laingi* et à l'élaboration de modèles de l'habitat de la sous-espèce en Colombie-Britannique. Il a coordonné annuellement des projets de relevés et d'inventaire ciblant la sous-espèce entre 1995 et 2008 dans toute la portion côtière de la Colombie-Britannique, notamment dans l'archipel Haida Gwaii (1995-2008) et le nord de l'île de Vancouver (2002-2008). Il a mis au point et validé sur le terrain des modèles d'évaluation de la qualité de l'habitat pour la sous-espèce *laingi* dans l'archipel Haida Gwaii et l'île de Vancouver, et pour la sous-espèce *atricapillus* dans le nord-est de l'Alberta et le centre-sud et le nord-est de la Colombie-Britannique. Il est corédacteur du rapport de situation du COSEPAC de 2000 sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (mise à jour).

Todd Manning est un biologiste professionnel agréé et un aménagiste forestier agréé et a participé à titre de consultant en foresterie et en faunistique à de nombreux projets réalisés en Colombie-Britannique et en Alberta depuis le début des années 1980. Todd Manning est reconnu comme un spécialiste des interactions forêts-espèces sauvages et, en particulier, des évaluations de la qualité des habitats fauniques et de l'élaboration de bonnes pratiques de gestion pour les espèces en péril. Il est également un spécialiste reconnu dans les domaines de l'écologie et de la gestion des arbres fauniques et des espèces qui en dépendent et des techniques novatrices connexes de remise en état des écosystèmes. Il a mené à bien des travaux sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* dans l'île de Vancouver au cours des dix dernières années, réalisant de nombreux inventaires, des évaluations et des travaux de modélisation de l'habitat ainsi que des projets connexes de gestion adaptative et de conservation. Au cours des quelques dernières années, Todd Manning a participé activement à la mise en place dans la zone côtière de la Colombie-Britannique d'un plan de gestion écosystémique reposant principalement sur l'élaboration de politiques et la planification de l'aménagement du territoire et la mise en place de mesures de conservation ciblant des espèces focales (dont l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*). Todd est également un ancien membre de l'équipe chargée du rétablissement de l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*.

Paul Chytyk et Todd Manning ont collaboré depuis 1998 à de nombreux projets d'inventaire et de développement de modèles d'habitat et à la rédaction de rapports sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*.

## Annexe A. Tableau d'évaluation des menaces pesant sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* au Canada.

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| **Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème** | Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* | | | |
| **Date (Ctrl + ";" pour la date d'aujourd'hui) :** | 12/10/2012 | | | |
| | | | **Valeur d'impact des catégories de menaces de niveau 1** | |
| | **Impact des menaces** | | **Maximum** | **Minimum** |
| | A | Très élevé | 0 | 0 |
| | B | Élevé | 0 | 0 |
| | C | Moyen | 0 | 0 |
| | D | Faible | 3 | 3 |
| | | **Impact global des menaces calculé :** | Faible | Faible |

| **Menace** | | **Impact (calculé)** | | **Portée (10 prochaines années)** | **Gravité (10 ans ou 3 générations)** | **Durée** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Développement résidentiel et commercial | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Longue (continue) |
| 1.1 | Habitations et zones urbaines | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Longue (continue) |
| 1.2 | Zones commerciales et industrielles | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Longue (continue) |
| 1.3 | Tourismes et espaces récréatifs | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Modérée - légère (1-30 %) | Longue (continue) |
| 2 | Agriculture et aquaculture | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Longue (continue) |
| 2.1 | Cultures annuelles et pluriannuelles de produits autres que le bois | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Longue (continue) |
| 2.2 | Plantations pour la production de bois et de pâte | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Longue (continue) |
| 2.3 | Élevage et élevage à grande échelle | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Négligeable (< 1 %) | Longue (continue) |
| 3 | Production d'énergie et exploitation minière | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Longue (continue) |
| 3.2 | Exploitation de mines et de carrières | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Longue (continue) |
| 3.3 | Énergie renouvelable | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Inconnue | Longue (continue) |
| 4 | Corridors de transport et de service | D | Faible | Petite (1-10 %) | Légère (1-10 %) | Longue (continue) |
| 4.1 | Routes et voies ferrées | D | Faible | Petite (1-10 %) | Légère (1-10 %) | Longue (continue) |
| 4.2 | Lignes de services publics | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Inconnue | Longue (continue) |
| 4.4 | Trajectoires de vol | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Inconnue | Longue (continue) |
| 5 | Utilisation des ressources biologiques | D | Faible | Petite (1-10 %) | Élevée - modérée (11-70 %) | Longue (continue) |
| 5.1 | Chasse et prélèvement d'animaux terrestres | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Longue (continue) |
| 5.2 | Cueillette de plantes terrestres | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Négligeable (< 1 %) | Longue (continue) |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 prochaines années) | Gravité (10 ans ou 3 générations) | Durée |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 5.3 | Exploitation forestière et récolte du bois | D | Faible | Petite (1-10 %) | Élevée - modérée (11-70 %) | Longue (continue) |
| 6 | Intrusion et perturbations humaines | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Négligeable (< 1 %) | Longue (continue) |
| 6.1 | Activités récréatives | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Négligeable (< 1 %) | Longue (continue) |
| 7 | Modification du système naturel | D | Faible | Petite (1-10 %) | Élevée (31-70 %) | Longue (continue) |
| 7.1 | Incendies et suppression des incendies | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Longue (continue) |
| 7.3 | Autres modifications de l'écosystème | D | Faible | Petite (1-10 %) | Élevée (31-70 %) | Longue (continue) |
| 8 | Espèces et gènes envahissants ou problématiques | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Légère (1-10 %) | Longue (continue) |
| 8.1 | Espèces exotiques et non indigènes envahissantes | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Légère (1-10 %) | Longue (continue) |
| 9 | Pollution | | | | | |
| 10 | Phénomènes géologiques | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Moyenne (probablement à court terme, < 10 ans) |
| 10.2 | Tremblements de terre et tsunamis | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Extrême (71-100 %) | Moyenne (probablement à court terme, < 10 ans) |
| 10.3 | Avalanches et glissements de terrain | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Élevée (31-70 %) | Longue (continue) |
| 11 | Changement climatique et phénomènes météorologiques violents | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Légèer (1-10 %) | Longue (continue) |
| 11.1 | Dépacement et altération de l'habitat | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Négligeable (< 1 %) | Longue (continue) |
| 11.3 | Températures extrêmes | | Négligeable | Négligeable (< 1 %) | Légère (1-10 %) | Longue (continue) |
| 11.4 | Tempêtes et inondations | | Inconnu | Généralisée (71-100 %) | Inconnue | Longue (continue) |